

Pro gradu -tutkielma

**Hoitotoimena tehdyn lisäveden johtamisen vaikutus
Pien-Saimaan pohjaeläinyhteisöön**

Lotta Mäkinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

09.05.2022

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

Lotta Mäkinen: Hoitotoimena tehdyn lisäveden johtamisen
vaikutus Pien-Saimaan pohjaeläinyhteisöön
Pro gradu -tutkielma: 53 s., 2 liitettä (14 s.)
Työn ohjaaja: FT Heikki Hämäläinen
Tarkastajat: FT Antti Haapala ja FT Heikki Hämäläinen

Toukokuu 2022

Hakusanat: Ekologinen tila, paleolimnologia, rehevöityminen, vesistönkunnostus

Järvien rehevöityminen muuttaa järviekosysteemiä ja vaikuttaa muun muassa syvänpohjaeläinyhteisön rakenteeseen. Syvänpohjaeläimet ovat tärkeä osa järviekosysteemejä tarjoten ravintoa kuluttajille ja osallistuen aineiden kiertoon. Pohjaeläimillä on tärkeä rooli myös järvien ekologisen tilan arvioinnissa. Pien-Saimaan rehevöityminen alkoi 1950-luvulla jatkuen tähän päivään saakka, eikä lain vaatimaa hyvää ekologista tilaa ei ole saavutettu. Yksi vesialueen hoitotoimista on vuonna 2015 käyttöön otettu, puhtaampaa vettä alueelle johtava Kivisalmen pumppaamo. Hoitotoimen vaikutusta alueen pohjaeläimistöön ja sen tilaan tutkittiin 8 havaintopaikalta vuosina 1999–2020 kerätyllä aineistolla sekä yhdeltä havaintopaikalta otetun paleolimnologisen näytteen perusteella. Lisäksi tarkasteltiin vedenlaadun muutoksia tutkimusjaksolla. BACI-tyyppinen tarkastelu pohjaeläimistön tilan sekä vedenlaatumuuttujien muutoksesta hoitotoimen vaikutuksesta suoritettiin lineaarisella sekamallilla, ja t-testejä käytettiin havaintopaikoissa tapahtuneiden muutosten arvioinnissa. Tulosten perusteella pumppaamon lähivaikutuspiirissä pohjaeläimistö ja erityisesti vedenlaatu antavat viitteitä tilan parantumisesta, eikä Kivisalmen pumppaamo ainakaan ole huonontanut alueen pohjaeläimistön tilaa. On tärkeää seurata pohjaeläimistön ja yleisemmin tilan kehittymistä jatkossakin ja erityisesti, jos alueelle suunnitellut pienemmät lisäpumppaamot toteutuvat.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematical and Science
Department of Biological and Environmental Science
Aquatic Sciences

Mäkinen Lotta: The impact of additional water flow as a lake
management tool on benthic invertebrate
community of Lake Pien-Saimaa

MSc thesis: 53 p., 2 appendices (14 p.)

Supervisor: PhD Heikki Hämäläinen

Inspectors: PhD Antti Haapala and PhD Heikki Hämäläinen

May 2022

Keywords: Eutrophication, ecological status, lakes restoration, paleolimnology

Eutrophication of lakes changes the ecosystem and affects, among other things, the structure of the profundal invertebrate community. The profundal invertebrates have an important role in lake ecosystems by providing food for consumers and participating in the nutrient cycle. They are also important in the ecological status assessment of the lakes. The ongoing eutrophication of Lake Pien-Saimaa began in the 1950's and the good ecological status, required by law, has not been achieved. The Kivisalmi pumping station opened in 2015, brings cleaner water to the lake and acts as a one of the restoration measures in the area. The impact of the restoration measure on the benthic fauna of the area and its ecological status was examined with benthic invertebrate data collected from 8 sites in 1999–2020 and with a paleolimnological sample taken from one site. In addition, water quality changes during the study period were examined. A BACI-type analysis of the change in the status of benthic animals and water quality variables as a result of the treatment was performed by a linear mixed model, and t-tests were used to assess the change at the sites. The results indicate that benthic fauna and especially the water quality shows improvement in the target area, and the ecological status of the benthic fauna is not deteriorated by the pumping system. It is important to continue the monitoring the status of benthic fauna of the area, especially as another pumping station is planned for the area.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	1
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	5
2.1 Tutkimusalue	5
2.2 Havaintopaikat ja tutkimusasetelma	9
2.3 Vedenlaatumuuttuja-aineisto.....	11
2.4 Pohjaeläinseuranta-aineisto.....	12
2.5 Paleolimnologinen tutkimus	13
2.6 Numeerinen käsittely	15
3 TULOKSET	18
3.1 Vedenlaatu	18
3.2 Pohjaeläinseuranta-aineisto.....	29
3.3 Paleolimnologinen tutkimus	33
4 TULOSTEN TARKASTELU	36
4.1 Vedenlaatu	36
4.2 Pohjaeläimistö	38
5 JOHTOPÄÄTÖKSET	43
KIITOKSET	44
KIRJALLISUUS	45
LIITE 1. PALEOLIMNOLOGISEN AINEISTON LAJILISTA.....	52
LIITE 2. LINEAARISEN SEKAMALLIN (LINEAR MIXED EFFECT MODEL) TULOSTEET	58

1 JOHDANTO

Järvien rehevöityminen eli perustuotannon kasvaminen ravinteiden lisääntyessä (Correll 1999) voidaan laskea yhdeksi ekosysteemejä uhkaavaksi tekijäksi, joka muuttaa järven fysikaaliskemiallisia olosuhteita, eliöyhteisöjä sekä koko ekosysteemin toimintaa. Rehevöityminen johtuu liiallisesta ravinteiden kulkeutumisesta vesistöön (Carpenter ym. 1998), joka liittyy usein valuma-alueelta tulevan ravinnekuormituksen kasvuun (Sarvilinna ja Sammalkorpi 2010). Järvisysteemeissä fosfori on usein minimiravinne, joka säätelee tuottavuutta (Stumm 2004, Schindler 2006) ja lisääntynyt fosforin määrä onkin yleisin syy järvien rehevöitymiselle (Correll 1999). Tulevaisuudessa fosforin määrän vesistöissä on arvioitu yhä lisääntyvän kasvavan ihmistoiminnan vaikutuksesta (Schindler ym. 2016). Rehevöitymisestä seuraavat muutokset ovat usein haitallisia järviökosysteemille (Carpenter ym. 1998, Correll 1998, Smith 1999). Kasviplanktonin biomassan lisääntyminen rehevöitymisen seurauksesta (Hansson 1988) vesi samentuu (Sand-Jensen ja Borum 1991) ja pohjakasvillisuus vähentyy (Hargeby ym. 1994). Rehevöitymisen seurauksesta sinibakteerit yleistyvät (Mason 1991), mikä johtaa esimerkiksi kuluttajien ravinnon laadun huonontumiseen (Brett ym. 2006, Burns ym. 2011, Taipale ym. 2013), ihminen mukaan luettuna. Lisääntyneen orgaanisen aineksen hajotustoiminta kuluttaa pohjanläheistä happea, mikä voi johtaa hapenpuutteeseen (Rasmussen ja Kalff 1987, Hynynen ym. 1999), sedimenttiin sitoutuneen fosforin vapautumiseen (Gunnars ja Blomqvist 1997) ja siten järven sisäiseen kuormitukseen. Rehevöitymisen seurauksena vedenlaatu usein huononee ja lajisto muuttuu, mutta se haittaa myös ihmisen vedenkäyttömahdollisuuksia (Tammi ym. 1999, Codd 2000, Vesterinen ja Pouta 2008), jolloin rehevöitymisen seurauksena syntyy myös taloudellisia menetyksiä (Pretty ym. 2003, Dodds ym. 2009).

Järvien pohjaeläimet ovat ryhmä lähinnä selkärangattomia eläimiä, jotka elävät järviökosysteemissä pohjan ja vesipinnan yhteydessä (Jónasson 2004), ja ne ovat

tärkeä osa järviekosysteemiä ja sen toimintaa (Palmer ym. 1997, Covich ym. 1999). Pohjaeläimet ovat tärkeä ravinnonlähde kuluttajille (Vadeboncoeur ym. 2002, Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002), ja niillä on myös merkittävä rooli energian kulkeutumisessa ravintoverkossa (Covich ym. 1999, Vadeboncoeur ym. 2002). Pohjaeläimet osallistuvat energian kiertoon esimerkiksi hajottamalla orgaanista detritusta (Covich ym. 1999). Muun muassa sulkahyttysten (Chaoboridae) ja surviaissääskien (Chironomidae) toukat osallistuvat myös fosforin kiertoon muokkaamalla sedimenttiä kaivautuessaan ja liikkeessaan eli bioturbaation avulla (Andersson ym. 1988).

Pohjaeläimiä voidaan ryhmitellä niiden päähabitaattien mukaan: litoraali, sublitoraali ja profundaali. Profundaali on järven osa, johon valo ei pääse tunkeutumaan. Profundaalin lajisto on yksipuolista koostuen lähinnä sulkahyttysten ja surviaissääskien toukista sekä harvasukasmadoista (Oligochaeta) (Jónasson 2004, Jyväsjärvi ym. 2009). Järven morfometria, kuten syvyys vaikuttaa profundaalin pohjaeläinyhteisöön (Bazzanti ym. 1998, Jyväsjärvi ym. 2009), sillä syvyys määrittelee paljolti profundaalin ympäristötekijöitä. Syvyyteen liittyvät alusveden happipitoisuus, lämpötila sekä ravinnon määrä ja laatu yhdessä säätelevät profundaalin pohjaeläinyhteisön rakennetta (Jyväsjärvi ym. 2009, Jyväsjärvi ym. 2013a).

Kerrostuneissa ja syvissä järvissä alusveden lämpötilaolosuhteet ovat usein vakaat (Jónasson 2004), jolloin muut tekijät kuten happitilanne tai perustuotantoon liittyvä ravinnon määrä ja laatu säätelevät pohjaeläinyhteisön rakennetta (Jyväsjärvi ja Hämäläinen 2014). Rehevöitymiseen usein liittyvä heikentynyt happitilanne alusvedessä muuttaa profundaalin pohjaeläinyhteisön koostumusta (Saether 1979, Hynynen ym. 1999, Jyväsjärvi ym. 2013a). Lajit, jotka sietävät vähähappisuutta, runsastuvat ja vähähappisuudelle herkät lajit vähenevät. Vähähappisissa oloissa selviävillä lajeilla on erilaisia sopeumia, kuten veren hemoglobiini (Weber 1980), hengityksen sopeuttaminen vähähappiseen ympäristöön (Brodersen ym. 2008), muutokset aineenvaihdunnassa (Hamburger ym. 1995), vähähappisuuteen soveltuvia fysiologisia ominaisuuksia (Scholz ja Zeberst-Boroffka 1998) tai

liikkumisstrategiat hapettoman pohjan ja vesipatsaan välissä, kuten sulkahyttysten vertikaalivaellukset (Christjani ja von Elert 2015), joiden avulla lajit selviytyvät haastavista ympäristöoloista.

Profundaalin pohjaeläinten ravinto koostuu järven pohjalle sedimentoituvasta orgaanisesta aineksesta eli pääosin kuolleesta kasviplanktonista (Jónasson 2004) ja rehevöitymisen myötä kasviplanktoni runsastuu. Kun ravintoa on enemmän saatavilla, pohjaeläinten taksonominen koostumus voi muuttua ja biomassa kasvaa (Blumenshine ym. 1997), mutta kuitenkin vain tiettyyn pisteeseen asti, koska lisääntynyt sedimentoituva orgaaninen aines kuluttaa alusveden happea (Rasmussen ja Kalff 1987). Myös rehevöitymiseen liittyvä leväkoostumuksen laadullinen muutos voi heijastua pohjaeläimistöissä (Jyväsjärvi ym. 2013a).

Järven rehevöityminen muuttaa laajasti koko järviekosysteemiä ja sen lajistoa. Rehevöitymisen myötä surviaissääskentoukat vähentyvät ja harvasukasmadot muuttuvat valtalajiksi (Saether 1979), sillä niillä on vähähappisiin olosuhteisiin soveltuvia ominaisuuksia (Hipp ym. 1984). Myös näiden taksonien sisällä tapahtuu lajien runsaussuhteiden muutoksia rehevöitymisen seurauksesta (Brodersen ja Quinlan 2006). Rehevöitymisen seurauksesta pohjaeläinten määrä vähenee ja lajisto yksipuolistuu kattaen vain kaikista sopeutuneimmat lajit. On tärkeää turvata pohjaeläinten monimuotoisuus, koska ne vastaavat tai ovat osallisena niin moniin ekosysteemin toiminnan kannalta oleellisiin prosesseihin (Covich ym. 1999).

Vuonna 2000 voimaan tullut Euroopan parlamentin ja neuvoston antama vesipolitiikan puitedirektiivi on suuri askel kohti jäsenvaltioiden yhtenäistä vesiensuojelupolitiikkaa. Direktiivin tarkoituksena on luoda puitteet, joiden tehtävänä on estää akvaattisten ekosysteemien edelleen huononeminen sekä suojella ja parantaa niiden tilaa. Direktiivi velvoittaa jäsenvaltioitaan seuraamaan pintavesien ekologista tilaa ja sen kehitystä sekä tekemään tarvittavat toimenpiteet pintavesien hyvän ekologisen tilan saavuttamiseksi vuoteen 2027 mennessä. Pintavesien ekologinen tila luokitellaan pääasiallisesti biologisten laatutekijöiden mukaan, mutta lisäksi huomioidaan hydrologis-morfologiset ja fysikaaliskemialliset tekijät, jotka tukevat biologisia tekijöitä (Direktiivi

2000/60/EY). Yhtenä biologisena laatutekijänä käytetään pohjaeläimistön lajikoostumusta ja runsaussuhteita (Direktiivi 2000/60/EY). Suomessa vesipolitiikan puitedirektiiviä sovelletaan vesienhoitolailla (1299/2004), sekä valtioneuvoston asetuksella vesienhoidon järjestämisestä (1040/2006). Päivitetyt arviointiperusteet pintavesien tila-arviointiin (Aroviita ym. 2019) on tehty uusimmalle vesienhoidon arviointi- eli suunnittelukaudelle, jotka ovat tarkentaneet esimerkiksi pohjaeläinten tila-arviointiin käytettyjä muuttujia.

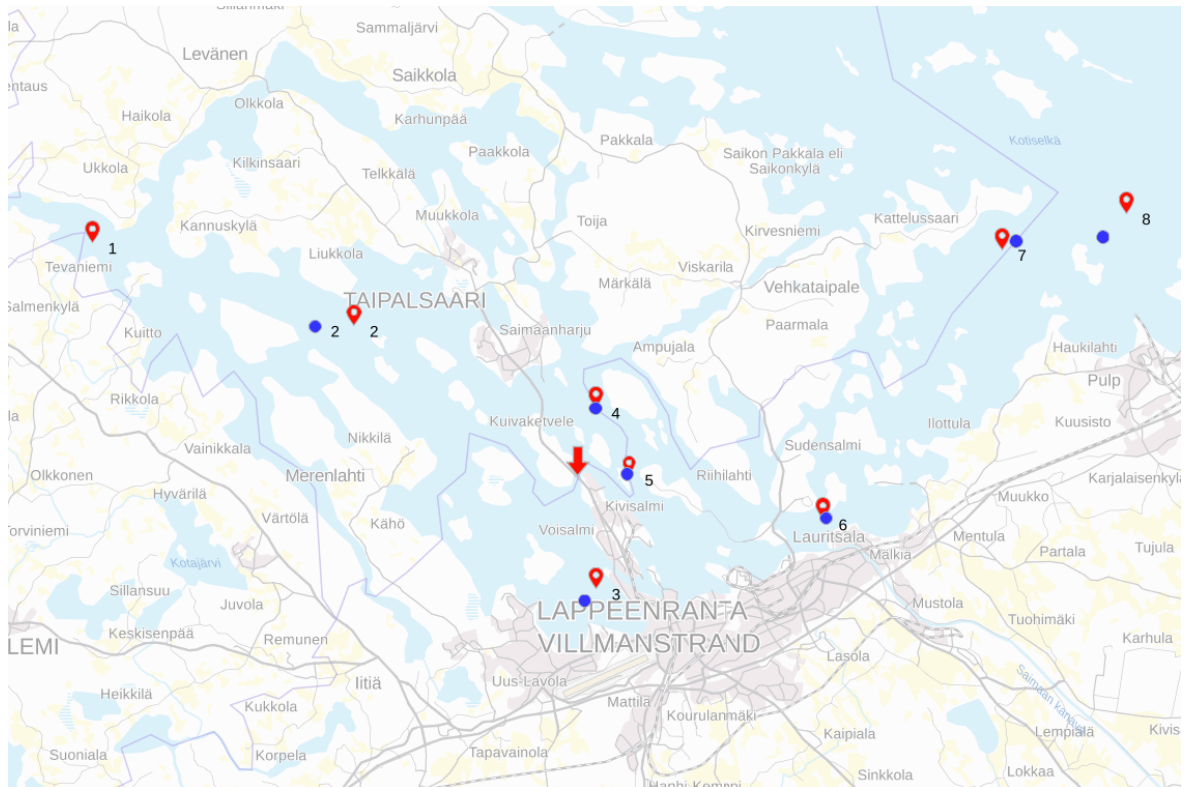
Pien-Saimaan vesialue Lappeenrannan edustalla on osin pahoin rehevöitynyt, eikä saavuta vaadittua hyvää ekologista tilaa. Pien-Saimaan rehevöityminen on alkanut jo 1950-luvulla, ja pohjaeläimistön tila on heikentynyt erityisesti läntisellä Pien-Saimaalla 2000-luvun alusta lähtien. Alue on Lappeenrannan kaupungin kannalta tärkeä vedenkäytölle (Liukko ja Huttula 2013, Lappeenrannan seudun ympäristötoimi PISARA-hanke 2019, Ihaksi ym. 2022), joten vedenlaadun ja ekologisen tilan parantaminen on yhtä tärkeää kaupungille kuin vesipuitedirektiivin velvoittamana. Pien-Saimaalle on tehty kunnostus- ja vesienhoitotoimia, jotta lain vaatima hyvä ekologinen tila saavutettaisiin. Yksi toimenpiteistä on vuonna 2015 rakennettu Kivisalmen pumppaamo, joka pyrkii tehostamaan läntisen Pien-Saimaan veden vaihtuvuutta. Tämän pro gradu -työn tarkoituksena oli selvittää kahdeksalta paikalta ennen (1999–2014) ja jälkeen (2015–2020) Kivisalmen pumppaamon käyttöönoton kerätyn pohjaeläinaineiston ja yhdeltä paikalta tehdyn paleolimnologisen tutkimuksen perusteella, onko Kivisalmen pumppaamolla ollut vaikutusta Pien-Saimaan pohjaeläinyhteisön koostumukseen ja erityisesti pohjaeläimistön tilaan, siten kuin se vesienhoitolaissa määritellään. Pohjaeläinanalyysin tukena tarkastellaan lisäksi havaintopaikkojen vedenlaadun muutoksia tutkimusjaksolla. Tutkimushypoteesina oli, että Kivisalmen pumppaamo on parantanut erityisesti läntisen Pien-Saimaan pohjaeläinyhteisön tilaa (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2011), sillä pumppaamon tuoma happirikkaampi ja vähäravinteisempi eli parempilaatuinen vesi Suur-Saimaan puolelta pienentää läntisen Pien-Saimaan veden viipymää ja oletetusti parantaa alusveden happitilannetta pohjaeläimille soveliaammaksi. Pumppaamon odotetaan myös pienentävän fosforipitoisuutta ja levätuotantoa

kohdealueella, mikä voi johtaa pohjaeläimistön muutoksiin myös ravintoresurssien muutoksen kautta. Työ tehtiin yhteistyössä Saimaan Vesi- ja Ympäristötutkimus Oy:n ja Kaakkois-Suomen ELY-keskuksen kanssa.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue

Pien-Saimaa sijaitsee Lappeenrannan, Taipalsaaren ja osin Lemmin kuntien alueella (Kuva 1). Vesialue rajoittuu lännessä Savitaipaleeseen ja idässä Joutsenon taajamaan sekä Päihänniemeen. Pien-Saimaan ja eteläisen Suur-Saimaan raja kulkee Päihänniemen ja Arposenniemen kautta. Pien-Saimaa on matala ja rikkonainen vesialue, joka on osin eristynyt Suur-Saimaan pääaltaasta. Veden viipymän on arvoitu olevan 4,5 vuotta, keskimääräisen fosforipitoisuuden $20 \mu\text{g l}^{-1}$ ja luonnollisen virtaaman $4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2011). Pien-Saimaa jaetaan useampaan osaan, jotka ovat Maavesi, Jokilahti, Lavikanlahti, itäinen Pien-Saimaa ja läntinen Pien-Saimaa. Läntinen Pien-Saimaa jaetaan läntiseen ja itäiseen osaan, joita erottaa Taipalsaaren ja Lappeenrannan väliin rakennettu Taipalsaarentie, joka kulkee useiden saarien kautta (Liukko ja Huttula 2013, Hertta-ympäristötietojärjestelmä). Vesi vaihtuu itäisen ja läntisen osan välillä Kirjamoinisalmen, Kivisalmen ja Voisalmen kautta (Liukko ja Huttula 2013). Vesi voi vaihtua läntisen Pien-Saimaan itäisen ja läntisen osa välillä myös pohjoisessa sijaitsevan Maaveden kapeiden silta-aukkojen kautta (Liukko ja Huttula 2013). Tässä työssä tarkasteltavat alueet ovat läntisen Pien-Saimaan länsi- ja itäosat sekä itäinen Pien-Saimaa. Kaikki kolme vesimuodostumaa tyypitellään suuriin vähähumuksisiin järviin (SVh) (Hertta-ympäristötietojärjestelmä). Pien-Saimaan kokonaisvaltainen ekologisen tilan arvio on hankalaa, koska vesialue on jaettu useaksi eri vesimuodostumaksi, joita tarkastellaan erikseen. Viimeisimmän ekologisen tilan arvion mukaan vesimuodostumat ovat joko hyvässä tai tyydyttävässä ekologisessa tilassa (Taulukko 1).



Kuva 1. Tutkimuskohteen sijainti sekä havaintopaikat. 1. Koneenselkä, 2. Riutanselkä (062), 3. Sunisenselkä, 4. Vehkasalonselkä, 5. Mikonsaari, 6. Tuosa-Manner (006), 7. Haukiselkä ja 8. Suomensalo (30). Punaiset merkit tarkoittavat pohjaeläinhavaintopaikkoja ja siniset merkit paikkoja, joista on mitattu vedenlaatu-uuttujia pitkäaikaissarjana. Kivisalmen pumpppaamo on osoitettu nuolella. (Karttapohja Paikkatietoikkuna).

Taulukko 1. Työn kannalta oleelliset vesimuodostumat Pien-Saimaalla, niiden ekologinen tila ja syvännepohjaeläimistön tilan laskennallinen ja arvoitu luokka. Aineisto on Hertta-ympäristötietokannasta.

Vesimuodostuma	Ekologinen tila	Syvännepohjaeläimet	
		Tilan laskennallinen luokka	Tilan arvoitu luokka
Läntinen Pien-Saimaa, länsiosa	Tyydyttävä	Tyydyttävä	Tyydyttävä
Läntinen Pien-Saimaa, itäosa	Hyvä	Erinomainen	-
Itäinen Pien-Saimaa	Tyydyttävä	Erinomainen	Hyvä

Pien-Saimaan Riutanselällä tehdyillä, piilevälajistoon perustuvalla paleolimnologisilla tutkimuksilla on havaittu, että läntisen Pien-Saimaan rehevöityminen on alkanut 1900-luvun puolivälin jälkeen (Raunio ja Mattila 2009). Raunio ja Mattila (2009) arvioivat Riutanselän ekologisen tilan heikentyneen hyvästä tyydyttävään 1980-luvulla piileviin perustuvan ekologisen tilan luokittelun mukaan (Kelly ym. 2008) ja rehevöityminen on jatkunut voimakkaana nykypäivään asti (Raunio ja Mattila 2009). Rehevöityminen on alkanut samoihin aikoihin myös Sunisenselällä (Raunio ym. 2012) ja 1940–1950 -luvulla Maavedellä (Raunio ym. 2011). Läntisen Pien-Saimaan tilan heikentymisestä kertoo myös lisääntyneet sinileväkukinnat. Vuoden 2008 syksyllä läntisellä Pien-Saimaalla Sunisenselällä havaittiin voimakasta sinileväkukintaa ja suuria a-klorofyllipitoisuuksia ja sinileväkukinnat jatkuivat poikkeuksellisesti jääpeitteen alla aina vuoden 2009 maaliskuulle (Saukkonen 2009, Saukkonen 2010).

Pien-Saimaan vedenlaatuun vaikuttaa useita eri kuormittajia. Metsä Fibre Oy:n tehdasintegraatti sijaitsee Joutsenossa itäisen Pien-Saimaan vaikutuspiirissä Suur-Saimaan ja Pien-Saimaan rajapinnassa ja sillä on kuormittavaa vaikutusta itäisen Pien-Saimaan itäosissa (Kraft 2019a, Ihaksi ym. 2022). UPM-Kymmene Oy

Kaukaan tehtaat Lappeenrannan kaupungin alueella sijaitsevat itäisen Pien-Saimaan ja läntisen Pien-Saimaan itäosan rajalla ja tehtaan lähipiirissä olevat vesialueet ovat tehtaiden kuormituksen piirissä (Ihaksi ym. 2022). Läntisen Pien-Saimaan länsiosien kuormitus muodostuu pääasiallisesti maa- ja metsätalouden hajakuormituksesta, haja-asutuksesta, laskeumasta, hulevesikuormituksesta sekä sisäisestä kuormituksesta (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi PISARA-hanke 2019).

Pien-Saimaalle on tehty kunnostus- ja vesienhoitotoimia estämään jätevesien haittoja, sekä viime aikoina ekologisen tilan kohentamiseksi lain asettamaan tavoitetilään (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi PISARA-hanke 2019). Yksi toimenpide vedenlaadun parantamiseksi itäisellä Pien-Saimaalla on vuonna 1936 käyttöön otettu Vehkataipaleen pumppuasema Kaukaan Tehdas Oy:n toimesta (Liukko ja Huttula 2013). Pumppuasema kuljettaa vettä Suur-Saimaasta läntisen Pien-Saimaan itäosiin noin $40 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ teholla, mikä estää jätevesiä kulkeutumasta läntiselle Pien-Saimaalle (Kraft 2019a), ja on parantanut veden laatua ja vaihtuvuutta läntisen Pien-Saimaan itäosissa (Liukko ja Huttula 2013). On kuitenkin havaittu, että tuuliolosuhteet ja talvella veden lämpötilaerot mahdollistavat päävirtauksen vastaisia virtauksia, jotka kuljettavat jätevettä kohti läntisen Pien-Saimaan itäosia (Kraft 2019a). Vaikka Vehkataipaleen pumppuasema on ilmeisesti torjunut läntisen Pien-Saimaan itäosien vedenlaadun heikkenemistä, länsiosiin pumppaamon vaikutus ei ole ulottunut yhtä voimakkaasti. Osasyynä on veden heikko vaihtuvuus vain kapeiden salmien kautta (Liukko ja Huttula 2013).

Pien-Saimaan ekologisen tilan kohentamista suunniteltiin EU-Leader ohjelman rahoittamassa PISA-hankkeessa, jonka pohjalta selvitettiin lisäveden johtamisen mahdollisuutta Suur-Saimaalta Pien-Saimaalle ja sen vaikutuksia vesialueen veden laatuun (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2010). Lisäveden johtaminen kunnostustoimena perustuu ravinnepitoisuuksien laimentumiseen kohdealueella ja veden vaihtuvuuden nopeutumiseen (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2011). Lisäveden johtamisella on saavutettu vedenlaadun parantumista aikaisemmissa tutkimuksissa (Welch 1981). Lisäveden johtamista mallinnettiin

Pien3D-hankkeessa, joka sisälsi ympäristövaikutusten arvioinnin (YVA), kolmiulotteisen Coherens-virtaus- ja vedenlaatumallin laadinnan, sekä pumppaamoiden yleissuunnittelun (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2010). Pien-Saimaan Coherens-mallisovelluksen virtaus- ja vedenlaatu tulosten perusteella parhaiten läntisen Pien-Saimaan länsiosien eli Maaveden, Riutanselän ja Sunisenselän vedenvaihtuvuutta ja kiintoaines- ja ravinnepitoisuutta saatiin vähenemään mallilla, jossa Kopinsalmessa virtausta kiihdytetään $20 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ja Kivisalmissa pumpataan vettä $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Liukko ja Huttula 2013).

Kivisalmeen vuonna 2015 rakennettu pumppaamo pyrkii tehostamaan veden vaihtuvuutta $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ virtaamalla läntisen Pien-Saimaan länsiosissa ja pyrkii parantamaan alueen vedenlaatua. Pumppaamon virtaustehon mallinnuksessa $10 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ virtaamalla arvoitiin veden viipymän laskevan 1,3 vuoteen ja fosforipitoisuuden $12 \mu\text{g}^{-1}$, kun mallinnuksen lähtötasona käytettiin Pien-Saimaan luontaista viipymää (4,5 vuotta) sekä keskimääräistä fosforitasoa ($20 \mu\text{g}^{-1}$). Virtausmuutosten ennakoitiin taustaselvityksissä kohentavan vaikutusalueen ekologista tilaa (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2011). Pumppaamoprojektin on tarkoitus jatkaa, jolloin mahdollisen Kutilan kanavan rakentamisen yhteydessä sekä Kutilaan että Kopinsalmeen tulisi kumpaankin uusi pumppaamo $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ virtaamalla. Järjestely kohentaisi veden vaihtuvuutta erityisesti Maavedellä ja parantaisi alueen vedenlaatu (Kraft 2019b).

2.2 Havaintopaikat ja tutkimusasetelma

Pien-Saimaan vedenlaatua on seurattu jo 1970-luvulta lähtien (Kraft 2019a). Vesipolitiikan puitedirektiivin voimaantulon jälkeen yhtenäisiä ekologisen tilan arviointiin soveltuvia seuranta-aineistoja on useasta Pien-Saimaalla sijaitsevasta havaintopaikasta. Tähän työhön valittiin kahdeksan pohjaeläinseurantapaikkaa sijainnin ja aineistojen edustavuuden perusteella (Kuva 1). Riutanselkä (062), Sunisenselkä ja Koneenselkä sijaitsevat läntisen Pien-Saimaan länsiosissa, Mikonsaari, Vehkasalonselkä ja Tuosa-Manner (006) läntisen Pien-Saimaan itäosissa ja Suomensalo (30) ja Haukiselkä itäisellä Pien-Saimaalla.

Havaintopaikat valittiin niin, että ne olivat Kivisalmen pumppaamon oletetussa vaikutuspiirissä tai sen ulkopuolella ja havaintopisteistä on pohjaeläinainesta mahdollisimman kattavasti ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton eli vuoden 2015 molemmin puolin (Taulukko 2). Vaikutuspiirissä olevat havaintopaikat olivat Riutanselkä, Sunisenselkä, Mikonsaari, Vehkasalonselkä ja Tuosa-Manner ja vaikutuspiirin ulkopuoliset vertailupaikat olivat Koneenselkä, Haukiselkä ja Suomensalo. Jako perustui aikaisemmin tehtyyn lisäveden johtamisen mallinnuksen tuloksiin (Liukko ja Huttula 2013). Vertailupaikat valittiin niin, että ne olisivat mahdollisimman kaukana pumppaamon vaikutuspiiristä, jotta voitaisiin varmentaa, että vertailupaikoilla mahdollisesti tapahtuvat muutokset eivät johdu pumppaamosta. Ne toimivat siis vertailukohtana, johon vaikutuspiirin paikkojen mahdollisia vasteita pumppaamon käyttöönotolle verrataan. Läntisen Pien-Saimaan länsiosien eli Riutanselän ja Sunisenselän paikoille pumppaamon vaikutuksen arvioitiin olevan positiivinen ja Vehkasalonselän, Mikonsaaren ja Tuosa-Mantereen paikoille vaikutus olisi pienempi tai jopa negatiivinen, koska pumppaamon työntämä ravinnerikkaampi ja huonolaatuisempi vesi läntisen Pien-Saimaan länsiosista saattaisi kiertää näille paikoille (Liukko ja Huttula 2013). Havaintopaikkojen jakaminen vaikutus- ja vertailupaikoihin ja aineiston jakaminen ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton eli ns. BACI-asetelma (Stewart-Oaten ym. 1986) mahdollistaa pohjaeläinyhteisössä tapahtuneen mahdollisen muutoksen liittämisen Kivisalmen pumppaamon käyttöönottoon.

Taulukko 2. Työhön valitut pohjaeläinten havaintopaikat, paikan koordinaatit (ETRS-TM35FIN) ja pohjaeläinnäytteiden keruuvuodet. Havaintopaikan tunnus suluissa, jos samalla nimellä löytyy useampi havaintopaikka tietokannoista. Näytteenottovuoden perässä olevat kirjanyhdistelmät ilmaisevat havainnon sijoittumisen ajan ja toimenpiteen vaikutuksen suhteen: kontrolli (C), vaikutusalue (I), ennen (B) ja jälkeen (A) toimenpiteen.

Havaintopaikka	Koordinaatit	Näytteenottovuosi
Koneenselkä	6781655, 545971	2005 (C/B), 2020 (C/A)
Riutanselkä (062)	6779084, 554054	1999 (I/B), 2005 (I/B), 2008 (I/B), 2009 (I/B), 2012 (I/B), 2013 (I/B), 2015 (I/A), 2019 (I/A), 2020 (I/A)
Sunisenselkä	6770960, 561525	1999 (I/B), 2005 (I/B), 2009 (I/B), 2011 (I/B), 2012 (I/B), 2015 (I/A), 2020 (I/A)
Vehkasalonselkä	6776557, 561515	1999 (I/B), 2005 (I/B), 2020 (I/A)
Mikonsaari (001)	6774488, 562545	2000 (I/B), 2003 (I/B), 2006 (I/B), 2009 (I/B), 2012 (I/B), 2015 (I/A), 2018 (I/A), 2020 (I/A)
Tuosa-Manner (006)	6773109, 568532	2000 (I/B), 2003 (I/B), 2006 (I/B), 2009 (I/B), 2012 (I/B), 2015 (I/A), 2018 (I/A), 2020 (I/A)
Haukiselkä (017)	6781435, 574060	2000 (C/B), 2003 (C/B), 2005 (C/B), 2006 (C/B), 2009 (C/B), 2012 (C/B), 2015 (C/A), 2018 (C/A), 2020 (C/A)
Suomensalo (30)	6782555, 577898	2000 (C/B), 2003 (C/B), 2005 (C/B), 2006 (C/B), 2009 (C/B), 2012 (C/B), 2015 (C/A), 2018 (C/A), 2020 (C/A)

2.3 Vedenlaatumuuttuja-aineisto

Vedenlaatumuuttujista valittiin tarkasteltavaksi pohjanläheinen happipitoisuus ja lämpötila, sekä päällysveden kokonaisfosfori- ja -typpi- sekä a-klorofyllipitoisuus. Pohjanläheinen happipitoisuus ja lämpötila vaikuttavat suoraan pohjaeläimistöön,

ja päällysveden ravinteet sekä klorofyllipitoisuus välillisesti ravintoresurssien kautta (Jyväsjärvi ym. 2014a). Lisäksi fosfori- ja typpipitoisuuksia käytetään osana pintavesien tila-arviota fysikaaliskemiallisena tekijänä ja kasviplanktonin tilan luokittelussa a-klorofylli pitoisuutta (Aroviita ym. 2019) ja niille on määritelty omat järvityyppikohtaiset luokkarajat (Taulukko 3). Alusveden happipitoisuuden ja lämpötilan havaintoajaksi valittiin kerrostuneisuuskausia edustavat helmikuuhuhtikuu ja elokuu, koska näiltä ajankohdilta havainnot olivat yhtenäisimmät. Kokonaisfosforin ja -typen havaintoajankohdaksi valittiin elokuu ja havainnot olivat 1 m:n syvyydestä paitsi a-klorofyllipitoisuuden mittaus 0–2 m:n kokoomanäytteestä. Kaikki tiedot koottiin Hertta-ympäristötietokannasta. Vedenlaatumuuttujien havaintopaikat, joista oli pitkäaikaseuranta, eivät Vehkasalonselän paikkaa lukuun ottamatta vastanneet täysin pohjaeläinhavaintopaikkoja (Kuva 1), mutta ne erosivat toisistaan maksimissaan 1,2 kilometriä (Riutanselkä). Vuosien ja havaintopaikkojen välillä oli jonkin verran vaihtelua havaintojen lukumäärissä.

Taulukko 3. Suurten vähähumuksisten järvien järvityypin a-klorofylli-, fosfori- ja typpipitoisuuden tilaluokat, joita käytetään pintavesien tila-arvioinnissa (Aroviita ym. 2019). VA= vertailuarvo, E/Hy = erinomaisen ja hyvän luokan raja, Hy/T = hyvän ja tyydyttävän luokan raja, T/V = tyydyttävän ja välttävän luokan raja, V/Hu = välttävän ja huonon luokan raja.

Muuttuja	VA	E/Hy	Hy/T	T/V	V/Hu
A klorofylli ($\mu\text{g l}^{-1}$)	3	4	7	14	27
Fosfori ($\mu\text{g l}^{-1}$)	8	10	18	25	70
Typpi ($\mu\text{g l}^{-1}$)	350	400	500	700	900

2.4 Pohjaeläinseuranta-aineisto

Pohjaeläinaineisto kerättiin 12.–13.10.2020 kaikilta 8 havaintopaikalta (Kuva 1). Pohjaeläinnäytteet kerättiin standardoidulla menetelmällä (SFS 5076), jota myös sovelletaan ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Pohjaeläinaineisto

kerättiin Ekman-noutimella (pinta-ala 289 cm²) seitsemänä rinnakkaisnäytteenä niin, että kolmen noudon jälkeen veneen paikkaa siirrettiin, jotta noudin ei keräisi eläimiä samasta kohtaa kahdesti. Näytteenoton yhteydessä kirjattiin tiedot näytteenoton ajankohdasta, syvyydestä ja pohjanlaadusta seuloksen perusteella. Näytteet seulottiin heti 0,5 mm seulalla ja säilöttiin noin 70 % etanoliin pakasterasioihin.

Valkoiselle alustalle pienin erin asetetuista näytteistä poimittiin kaikki makroskooppiset eläimet laboratoriossa hyvässä valaistuksessa. Näytteet poimittiin satunnaisessa järjestyksessä. Surviaissääskentoukista ja harvasukasmadoista tehtiin preparaattit Euparal®-hartsiin ja ne tunnistettiin mahdollisuuksien mukaan alimmalle taksonomiselle tasolle saatavilla olevaa kirjallisuutta (Brooks ym. 2007, Andersen ym. 2013, Moller Pillot 1979, Brinkhurst 1971 ja Timm 1999) käyttäen ja noudattaen vähintään ekologisessa luokittelussa käytettävää taksonomiatasoa (Aroviita ym. 2012). Aiempina seurantavuosina pohjaeläinnäytteet on kerätty samalla menetelmällä suurin piirtein samaan vuodenaikaan (syyskuun lopusta marraskuun loppuun) ja käsitelty vertailukelpoisesti. Sekä tämän tutkimuksen että aiempi aineisto on tallennettu Hertta-tietokantaan ja on sieltä vapaasti saatavilla.

2.5 Paleolimnologinen tutkimus

Riutanselältä otettiin Ekman-näytteiden lisäksi paleolimnologinen sedimenttinäyte. Riutanselältä oli vuonna 2009 tehty aiempi paleolimnologinen tutkimus (Raunio ja Mattila 2009), jonka perusteella sedimentoitumisnopeuden arvioitiin Riutanselällä olevan noin 1 cm vuodessa. Raunio ja Mattila (2009) totesivat, että Pien-Saimaa on luontaisesti karu, mutta on kuormituksen myötä muuttunut mesotrofiseksi ja Riutanselän ekologinen tila on heikentynyt 1980-luvulla merkittävästi. 1900-luvun puolivälissä on havaittu jo ensimmäisiä muutoksia Riutanselän vedenlaadussa (Raunio ja Mattila 2009), joten 1900-luvun puoliväliä voidaan pitää lähtötasona rehevöitymismuutoksille. Tässä tutkimuksessa sedimenttinäytteestä eroteltiin vertailuvyöhyke, joka vastasi mahdollisimman luonnontilaista ajanjaksoa, jolloin

rehevöityminen on ollut Riutanselällä vähäistä. Vertailuvyöhykkeen arvioitiin olevan 35–40 cm syvyydessä. Ylimmän 5 cm sedimenttikerroksen arvioitiin vastaavan pumppaamon käyttöönoton jälkeistä 5 vuoden ajanjaksoa ja vastaavaa jaksoa ennen pumppaamon käyttöönottoa edusti 5–10 cm syvyydessä oleva sedimentti. Sedimenttinäytteen vertailukerrokset nimettiin c-vyöhykkeeksi, ennen pumppaamon käyttöönottoa arvioidut sedimenttikerrokset b-vyöhykkeeksi ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton arvioidut sedimenttikerrokset a-vyöhykkeeksi.

Sedimenttinäyte otettiin Riutanselällä 15.5.2020. Näytteenottosyvyys oli 17 metriä. Näytteenottoa varten vene kiinnitettiin kahdella ankkurilla kiinni veneen liikehännän minimoimiseksi. Sedimenttinäytteet otettiin viipaloivalla Limnos-noutimella, jonka halkaisija oli 9,5 cm (pinta-ala 70,88 cm²) ja jokaisen viipaloivan kiekon korkeus oli 1 cm. Lähempänä pintaa (syvyys 0–5 cm) sedimentti oli vetistä, joten jokainen 1 cm näyte lusikoitiin näytepurkkiinsa viipaloinnin sijasta. Seuraavat näytteet syvyyksiltä 5–10 cm ja 35–40 cm pyöräytettiin purkkeihin viipalointimekanismin avulla. Näytteitä oli kokonaisuudessaan 15 ja ne säilöttiin sellaisenaan.

Sedimenttinäytteet käsiteltiin satunnaisessa järjestyksessä. Näytteistä koostettiin kattava otos, josta saatiin poimittua tarpeeksi surviaissäskien toukkien pääkapseleita. Aluksi näytteitä käsiteltiin yön yli 10 % KOH-liuoksella orgaanisen aineksen hajottamiseksi, mutta käsittely ei tuottanut toivottua tulosta ja hankaloitti käsittelyä seuraavissa vaiheissa, joten noin puolet näytteistä käsiteltiin KOH-liuoksella ja loput pelkällä vedellä. KOH - tai vesikäsitteilyn jälkeen näyte seulottiin (200 µm) ja huuhdottiin etanolilla (noin 70 %) tyhjään näytepurkkiin. Seulottua sedimenttiä pipetoitiin pienelle petrimaljalle määrä, josta poimittavat pääkapselit erottuivat selkeästi ja näytteet käytiin systemaattisesti läpi käyttäen apuna ruudukkoa petrimaljan alla. Jokaisesta näytteestä kerättiin noin 100 (vaihteluväli 39,5–110,5) surviaissäskentoukan pääkapselia sekä havaitut sulkasääskentoukkien mandibelit ja ne säilöttiin etanoliin. Puolikkaat pääkapselit huomioitiin ja laskettiin sellaisenaan ja sulkahyttysten mandibelien summa jaettiin kahdella, jotta todellinen yksilömäärä voitiin arvioida. Näytteistä kerätyistä pääkapseleista tehtiin

preparaatit Euparal®-hartsiiin ja tunnistettiin tarkimmalle taksonomiselle tasolle käyttäen apuna seuraavaa kirjallisuutta: Brooks ym. (2007), Andersen ym. (2013).

2.6 Numeerinen käsittely

Vedenlaatumuuttujien keskiarvoja verrattiin paikkakohtaisesti ennen ja jälkeen toimenpiteen Welchin t-testillä vedenlaadussa tapahtuneiden muutosten tarkastelemiseksi. Lisäksi muutosta tutkittiin lineaarisella sekamallilla, johon oli liitetty satunnaistekijäksi havaintopaikka ja jossa kiinteinä tekijöinä olivat aika (ennen/jälkeen pumppaamon käyttöönoton) sekä paikka (vaikutus/vertailu). Havaintovuosia eri vedenlaatumuuttujista oli eri määrä eri paikoilla ja mallin havaintovuodet kustakin muuttujasta valittiin niin, että niitä oli yhtä monta ennen ja jälkeen pumppaamon, ja vuosien määrä vaihteli eri muuttujien kanssa (Taulukko 4). Malli tehtiin erikseen läntisen Pien-Saimaan länsiosille ja vertailupaikoille sekä läntisen Pien-Saimaan itäosille ja vertailupaikoille, koska pumppaamon vaikutuksen odotettu laatu on erilainen länsi- ja itäosissa. Kivisalmen pumppaamon on arvioitu parantavan erityisesti läntisen Pien-Saimaan länsiosia, mutta vaikutuksen oletettiin olevan neutraali tai hieman negatiivinen läntisen Pien-Saimaan itäosille (Liukko ja Huttula 2013). Mallissa havaintopaikat ryhmiteltiin siis vertailu- ja vaikutuspaikkojen lisäksi myös pumppaamon oletetun vaikutuksen laadun mukaan. Näin voitiin tutkia BACI-tyyppisesti, onko Pien-Saimaan vedenlaatumuuttujissa tapahtunut muutosta ja onko muutos tulkittavissa Kivisalmen pumppaamosta johtuvaksi (aika x paikka -yhdysvaikutus). Vedenlaatumuuttujien testaamiseen käytettiin RStudio-ohjelmaa (2021.09.0 Build 351) ja sen lisäpaketteja lme4 (Bates ym. 2015) ja afex (Singmann ym. 2021) lineaarisen sekamallin tekemiseen.

Taulukko 4. Tutkimusalueen vedenlaatumuuttujien havaintovuodet ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton niin, että vuosia oli yhtä monta alueen kustakin havaintopisteestä.

Muuttuja	Alue	Vuodet ennen	Vuodet jälkeen
Fosfori	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2009–2014	2016–2021
Typpi	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2009–2014	2016–2021
Klorofylli-a	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2008–2012, 2014	2016–2021
Happi, maaliskuu	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2009–2014	2016–2021
Happi, elokuu	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2008–2012, 2014	2016–2021
Lämpötila, maaliskuu	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2010–2012, 2014	2016, 2019–2021
Lämpötila, elokuu	Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	2008–2012, 2014	2016–2021
Fosfori	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2009–2014	2016–2021
Typpi	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2009–2014	2016–2021
Klorofylli-a	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2009–2014	2016–2021
Happi, maaliskuu	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2010–2012, 2014	2016–2017, 2019, 2021
Happi, elokuu	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2009–2014	2016–2021
Lämpötila, maaliskuu	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2010–2012, 2014	2016–2017, 2019, 2021
Lämpötila, elokuu	Läntisen Pien-Saimaan itäosa	2009–2014	2016–2021

Syvännepohjaeläinaineistosta laskettiin luokittelumuuttujat PICM ja PMA ekologisen tilan luokitteluperiaatteiden mukaisesti (Aroviita ym. 2012, Aroviita ym. 2019). Ekologiset laatusuhteet (ELS) laskettiin sekä PICM:lle että PMA:lle ja niiden rajat kolmannen suunnittelukauden ohjeiden mukaan käyttäen skaalattuja ELS-arvoja (Aroviita ym. 2012, Aroviita ym. 2019). ELS-arvot, jotka ylittivät arvon 1 palautettiin arvoon 1 kolmannen suunnittelukauden ohjeiden mukaisesti. Lopullinen pohjaeläimistön tilaluokka saatiin PICM-indeksiin ja PMA:n skaalattujen ELS-arvojen keskiarvosta. Tilaluokka laskettiin jokaiselle havaintopaikalle ja vuodelle erikseen. Paikkakohtaista ELS-arvoissa tapahtunutta, pumppaamon käyttöönottoon liittyvää muutosta tutkittiin t-testillä. Yleisemmin ELS-arvoissa tapahtunutta muutosta tutkittiin lineaarisella sekamallilla samalla tavalla kuin vedenlaatuaineistolle (ks. yllä). Lajikohtaisia muutoksia ennen ja jälkeen toimenpiteen tarkasteltiin Welchin t-testillä.

Paleolimnologisesta aineistosta laskettiin jokaiselle kerrokselle BQI-indeksi, joka perustuu 7 surviaissääskitaksonin runsaussuhteisiin (Wiederholm 1980) sekä PICM-indeksi (Jyväsjärvi ym. 2014b, Aroviita ym. 2019) sovelletusti käyttäen vain surviaissääskilajistoa. PICM-indeksi perustuu moniin syvänteissä esiintyviin pohjaeläinten pääryhmiin (harvasukamadot, surviaissääsket, makroöyriäiset), mutta paleolimnologisissa näytteissä havaitaan vain surviaissääskien toukkien pääkapselit eläinten muiden osien hajotessa. Pelkästään surviaissääskilajistosta lasketun PICM-indeksiin arvot vastasivat muutaman kaivosvesien kuormittaman järven aineistossa keskimäärin melko hyvin kaikki taksonit sisältävän PICM-indeksiin arvoja (Tolonen ym. 2022). Lisäksi pelkästään surviaissääskilajistosta laskettu PICM-indeksi tunnisti melko hyvin ajallisessa tarkastelussa tapahtuvan tilan muutoksen (Tolonen ym. 2022). Paleolimnologisesta aineistosta oli siis perusteltua laskea vain muutamaan lajiin perustuvan BQI:n lisäksi PICM-indeksi, jonka pohjalla on kattavammin koko surviaissääskilajisto ja joka vastaa tilaluokittelussa käytettävää indeksiä.

Vyöhykkeiden PICM- ja BQI- indeksien eroja ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton välillä testattiin ANOVA-testillä (poikkeama

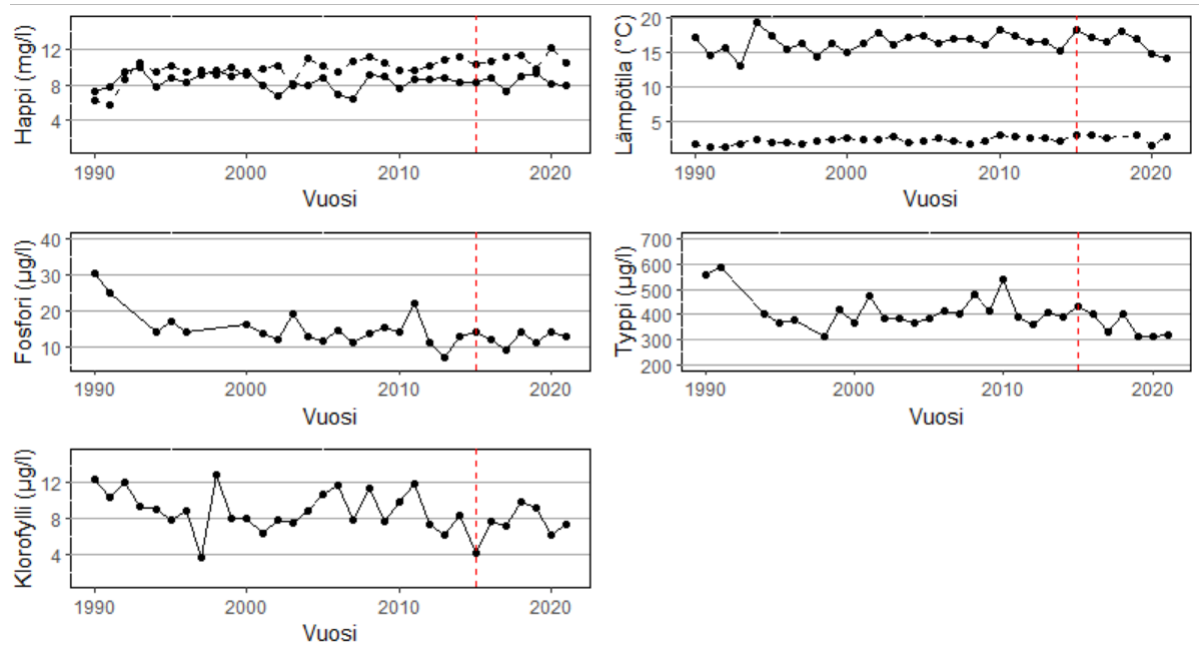
normaalijakautuneisuudesta testattiin Shapiro-Wilkins-testillä). Lisäksi paleolimnologisesta lajiaineistosta muodostettiin kaksiulotteinen NMDS-ordinaatiokuvaaja yhteisökoostumuksen erojen tarkastelemiseksi. Ei-metrinen moniulotteinen skaalaus (NMDS) on epäsuora gradienttianalyysimenetelmä, joka tuottaa etäisyys- tai erilaisuusmatriisiin perustuvan ordinoinnin. Pohjaeläimille luodussa NMDS-kuvassa pisteet edustavat kunkin kerroksen lajiston samankaltaisuutta suhteessa toisten kerrosten lajistoon. Näin voidaan tarkastella eri vyöhykkeiden lajiston poikkeavuutta toisistaan. Analyysissä käytettiin Bray-Curtisin erilaisuusindeksiä. NMDS-ordinaatiota varten hankalasti määritettävät lajit yhdistettiin sukutasolle. Yhdistetyt suvut olivat *Chaetocladius*, *Corynoneura*, *Cricotopus*, *Micropsectra*, ja *Psectrocladius*. PICM- ja PMA-indeksit laskettiin Microsoft Excel -ohjelmalla ja tilastolliseen testaamiseen käytettiin RStudio-ohjelmaa (2021.09.0 Build 351). R-studion lisäpaketteja vegan (Oksanen ym. 2020) käytettiin NMDS-ordinaation tekemiseen.

3 TULOKSET

3.1 Vedenlaatu

Vertailupaikoilla Pien-Saimaan itäosissa vedenlaatu oli ollut pääasiassa hyvä koko tutkimusjakson läpi, mutta Suur-Saimaan vaikutuspiirissä olevan Suomensalon vedenlaatu näyttäisi olleen yleisesti parempi kuin Haukiselällä (Kuva 2 ja 3). Sekä Suomensalolla että Haukiselällä alusveden happipitoisuus oli ollut pääasiassa hyvä eikä merkitseviä muutoksia tapahtunut (Taulukko 5 ja 6). Myöskään alusveden lämpötilassa ei esiintynyt merkitsevää muutosta ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton (Taulukko 4 ja 5). Fosforipitoisuus oli pääaisallisesti 10–15 $\mu\text{g l}^{-1}$ ja typpipitoisuus 300–500 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä (Kuva 2 ja 3), joten niiden tila oli ollut pääosin vähintään hyvässä luokassa koko tarkastelujakson ajan (Taulukko 3). Haukiselällä typpipitoisuus laski merkitsevästi pumppaamon käyttöönoton jälkeen verrattuna samanpituisen ajanjaksoon ennen (Kuva 2, Taulukko 5). Klorofyllipitoisuuden tila

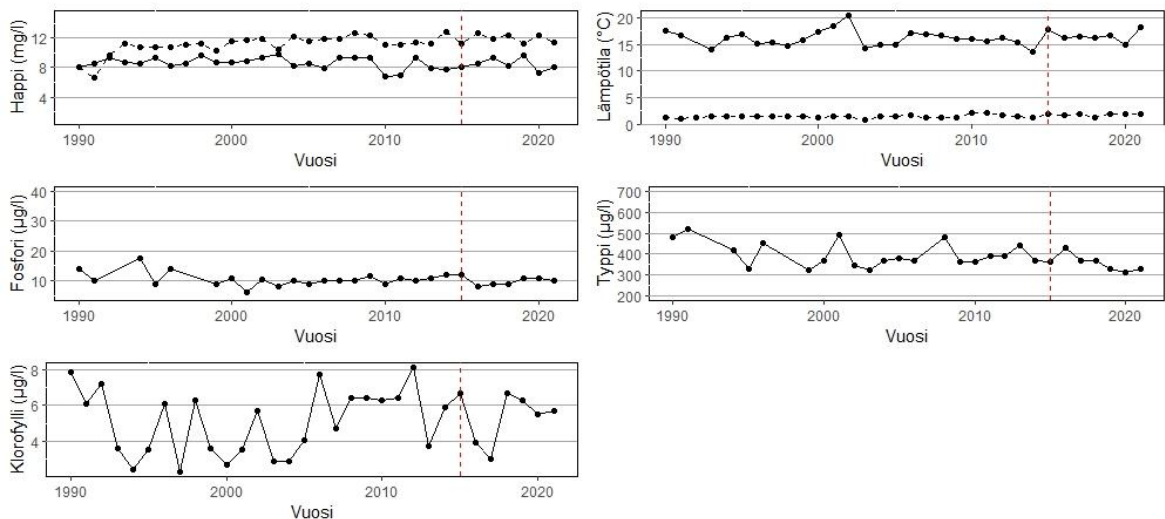
oli ollut huonompi Haukiselällä kuin Suomensalolla, mutta tilaluokka oli kummassakin pääasiassa hyvä (Taulukko 3) pumppaamon käyttöönoton jälkeen (Kuva 2 ja 3). Vedenlaatu ei näyttänyt huonontuneen kummallakaan näytteenottopisteellä eivätkä ravinnepitoisuudet nousseet.



Kuva 2. Haukiselän (6781721-574499, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatumuuttajat pitkäaikaissarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 5. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Haukiselän vedenlaatu muuttujista ennen (2008–2014) ja jälkeen (2016–2021) toimenpiteen. Maaliskuiselle lämpötilalle vuodet valittiin ennen toimenpidettä (2009–2014) ja vuodet (2016–2017, 2019–2021) toimenpiteen jälkeen.

	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	10,3	10,9	-1,4412	9,0549	0,183
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	8,45	8,38	0,17602	8,3494	0,865
Lämpötila(maaliskuu) (°C)	2,70	2,64	0,18552	5,6923	0,859
Lämpötila (elokuu) (°C)	16,72	16,32	0,54305	8,9886	0,600
Fosfori (µg l ⁻¹)	13,75	12,17	0,72342	6,4746	0,495
Typpi (µg l ⁻¹)	417,5	345,0	2,3224	8,8504	0,0458
Klorofylli (µg l ⁻¹)	8,58	7,95	0,63078	8,8292	0,544



Kuva 3. Suomensalon (6781843–577179, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatu muuttujia pitkäaikaissarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 6. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Suomensalon vedenlaatumuuttujista ennen (2009–2014) ja jälkeen (2016–2021) toimenpiteen.

	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	11,65	11,98	-0,86	9,71	0,408
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	8,00	8,52	-0,91	9,35	0,385
Lämpötila (maaliskuu) (°C)	1,70	1,78	-0,415	9,22	0,688
Lämpötila (elokuu) (°C)	15,52	16,52	-1,71	9,89	0,118
Fosfori (µg l ⁻¹)	10,75	9,67	1,63	9,88	0,134
Typpi (µg l ⁻¹)	385,00	356,67	1,32	8,94	0,221
Klorofylli (µg l ⁻¹)	6,13	5,18	1,15	9,997	0,276

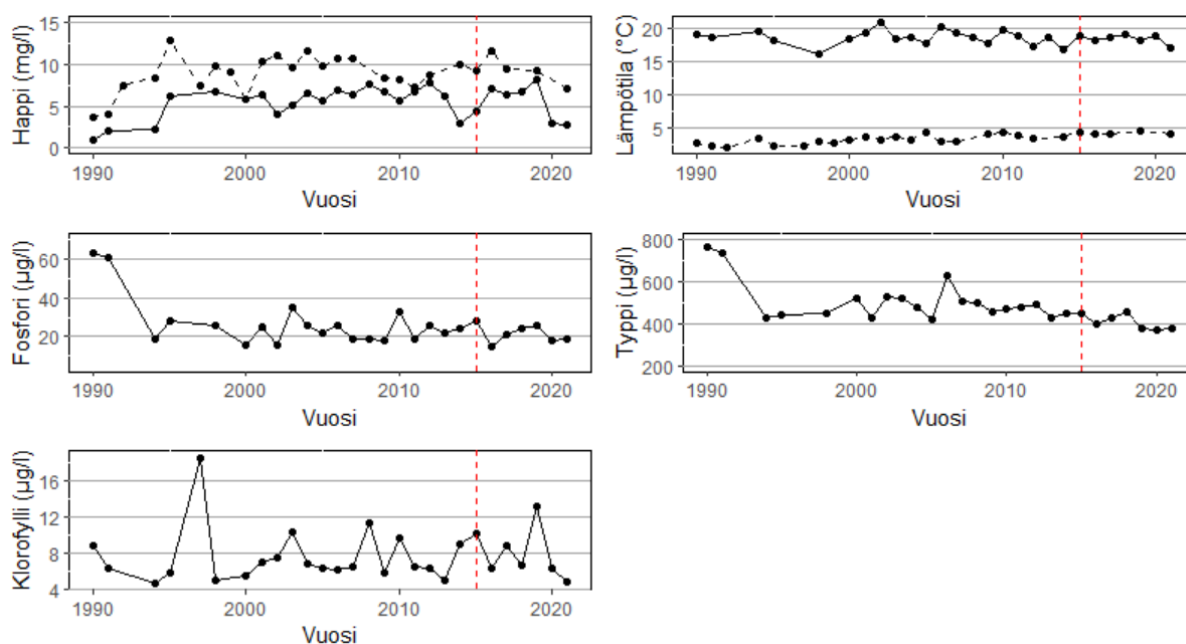
Lineaarinen sekamalli muodostui niin, että vakio kuvasti mallin ennustetta, kun paikka faktorin (CI) ennuste saa kontrollin (C) arvon ja aika faktori (BA) saa jälkeen (A) arvon. CII kuvaa muutosta ennusteessa, kun CI saa vaikutus (I) arvon ja BAB kuvaa muutosta ennusteessa, kun BA saa ennen (B) arvon. BAB:CII kuvaa muutosta ennusteessa, kun CI saa arvon I ja BA saa arvon B, eli ajan ja paikan yhdysvaikutusta (Liite 2, Taulukko S1).

Läntisen Pien-Saimaan itäosissa ei havaittu lineaarisessa sekamallissa merkitsevää aika x paikka yhdysvaikutusta missään vedenlaatumuuttujassa, mutta kiinteissä faktoreissa havaittiin merkitseviä vaikutuksia (Liite 2, Taulukko S1). Typpipitoisuus oli ennen pumppaamon käyttöönottoa suurempi kuin pumppaamon käyttöönoton jälkeen ja muutos oli merkitsevä ($p = 0,002$, Liite 2, Taulukko S1). Myös paikkakohtaisesti typpipitoisuus laski Tuosa-Mantereen ja Mikonsaaren paikoilla ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton (Taulukko 7 ja 8) yhdenmukaisesti Haukiselän vertailupakan kanssa.

Mikonsaaren ja Vehkasalonselän paikalla fosforipitoisuus vaihteli pääosin 10–15 µg l⁻¹ välillä ja typpipitoisuus 300–400 µg l⁻¹ välillä (Kuva 3 ja 5), joten niiden tila oli

ollut pääosin vähintään hyvässä luokassa koko tarkastelujakson ajan (Taulukko 3), eikä tilaluokassa havaittu muutoksia toimenpiteen seurauksesta. Myöskään Tuosa-Mantereen paikalla ravinnepitoisuuksien tilaluokassa ei havaittu muutoksia toimenpiteen jälkeen. Fosforipitoisuus vaihteli 20–40 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä (Kuva 4) pysyen tyydyttävässä luokassa (Taulukko 3) ja typpipitoisuus vaihteli 400–500 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä (Kuva 4) pysyen hyvässä luokassa (Taulukko 3).

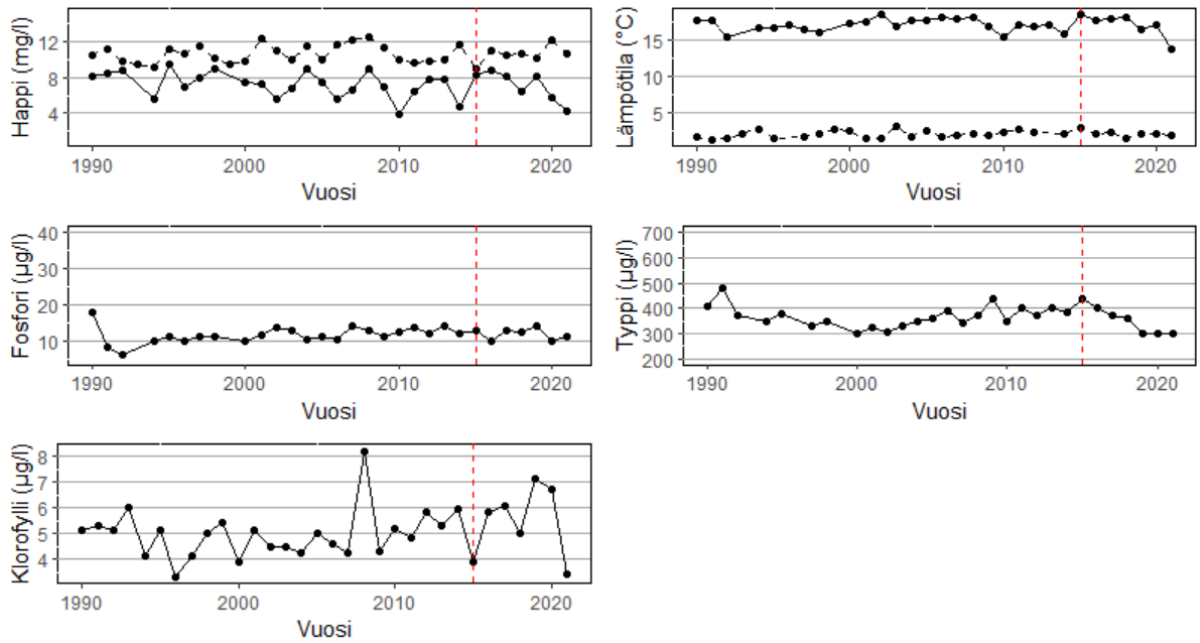
Lineaarisen mallin mukaan happipitoisuus elokuussa oli vertailupaikoissa suurempi kuin vaikutuspaikoissa ($p = 0,001$, Liite 2, Taulukko S1). Paikkakohtaisesti Mikonsaaren tai Tuosa-Mantereen paikoilla ei havaittu merkitseviä alusveden happipitoisuuden tai lämpötilan muutoksia (Taulukko 7 ja 8). Sen sijaan Vehkasalonselällä maaliskuinen alusveden lämpötila laski lähes merkitsevästi (Taulukko 9). Kuitenkin vertailujaksojen välillä oli yli 13 vuotta (Kuva 6). Klorofyllipitoisuudessa ei tapahtunut merkitseviä muutoksia Mikonsaaren tai Tuosa-Mantereen paikoilla (Taulukko 7 ja 8). Tuosa-Mantereen paikan klorofyllipitoisuus vaihteli pääasiallisesti 4–12 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä (Kuva 4) pysyen tyydyttävässä luokassa (Taulukko 3) ja Mikonsaaren paikalla 4–7 $\mu\text{g l}^{-1}$ välillä (Kuva 5) pysyen hyvässä luokassa (Taulukko 3) ennen ja jälkeen toimenpiteen. Klorofylliä ei ollut mitattu Vehkasalonselältä.



Kuva 4. Tuosa-Mantereen (6773164–568631, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatuomuttujia pitkäaikaisarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 7. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Tuosa-Mantereen vedenlaatuomuttujista ennen (2009–2014) ja jälkeen (2016–2021) toimenpiteen. Maaliskuun happipitoisuudelle ja lämpötilalle valittiin vuodet 2010–2012, 2014 ennen toimenpidettä ja vuodet 2016–2017, 2019, 2021 toimenpiteen jälkeen.

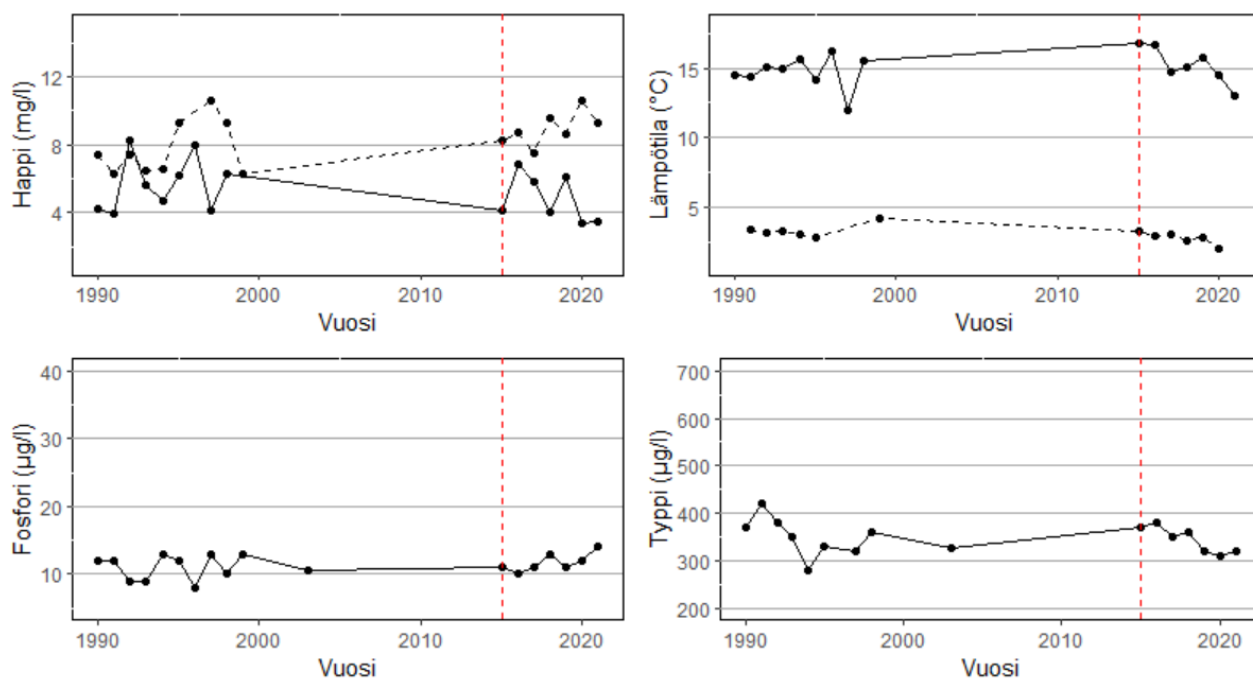
	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	8,53	9,33	-0,75	5,07	0,485
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	5,97	5,65	0,27	9,14	0,791
Lämpötila (maaliskuu) (°C)	3,78	4,10	-1,38	5,38	0,223
Lämpötila (elokuu) (°C)	18,17	18,28	-0,22	8,32	0,832
Fosfori (µg l ⁻¹)	23,67	20,50	1,14	9,20	0,282
Typpi (µg l ⁻¹)	462,50	403,33	3,51	8,38	0,007
Klorofylli (µg l ⁻¹)	7,00	7,62	-0,43	8,37	0,678



Kuva 5. Mikonsaaren (6774527–562486, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatuomuttujia pitkäaikaisarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 8. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Mikonsaaren vedenlaatuomuttujista ennen (2009–2014) ja jälkeen (2016–2021) toimenpiteen. Maaliskuiselle lämpötilalle valittiin vuodet 2008–2012, 2014 ennen toimenpidettä.

	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	10,35	10,85	-1,10	9,59	0,298
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	6,24	6,91	-0,69	9,97	0,505
Lämpötila (maaliskuu) (°C)	2,30	2,04	1,51	9,10	0,166
Lämpötila (elokuu) (°C)	16,56	16,92	-0,49	6,97	0,639
Fosfori (µg l ⁻¹)	12,56	11,75	1,01	8,23	0,340
Typpi (µg l ⁻¹)	389,44	338,33	2,32	8,99	0,05
Klorofylli (µg l ⁻¹)	5,23	5,68	-0,74	7,01	0,484



Kuva 6. Vehkasalonselän (6776557-561515, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatuomuttujia pitkäaikaissarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 9. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Vehkasalonselän vedenlaatuomuttujista ennen (1993–2003) ja jälkeen (2016–2021) toimenpiteen.

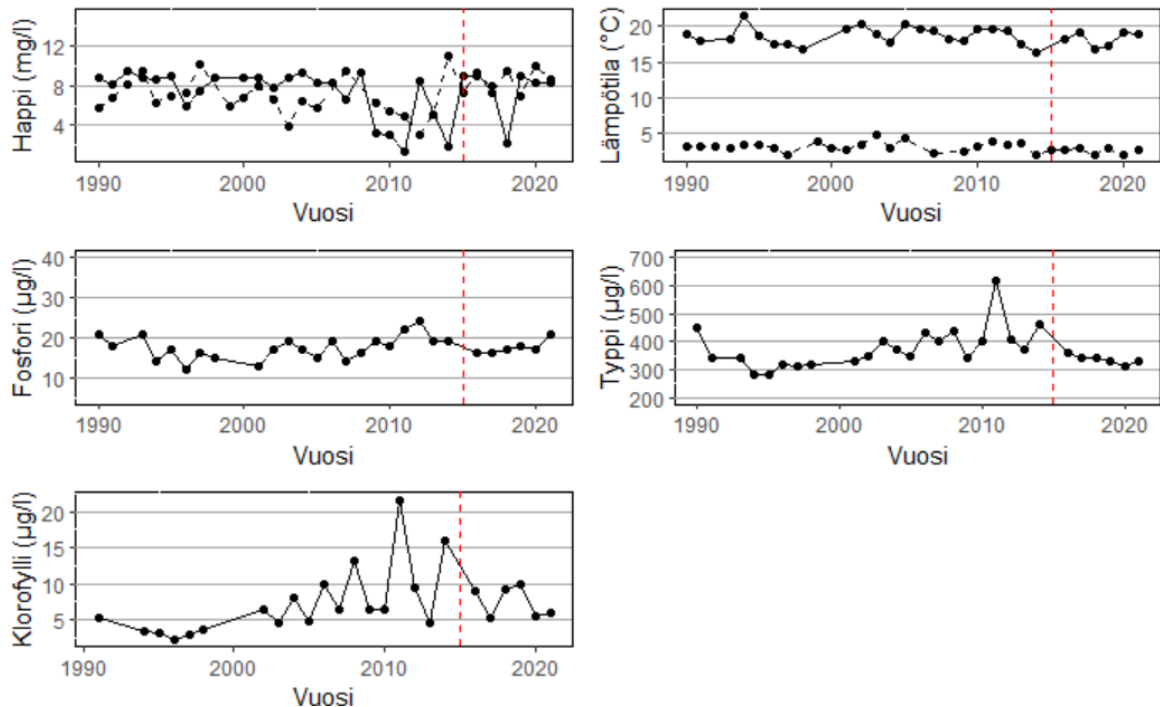
	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	8,10	9,05	-1,09	7,90	0,307
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	5,82	4,93	1,09	9,95	0,302
Lämpötila (maaliskuu) (°C)	3,32	2,70	2,03	7,73	0,078
Lämpötila (elokuu) (°C)	14,72	14,95	-0,29	9,64	0,776
Fosfori (µg l ⁻¹)	11,08	11,83	-0,75	9,28	0,472
Typpi (µg l ⁻¹)	327,50	340,00	-0,78	9,9987	0,453

Läntisen Pien-Saimaan länsiosissa havaittiin lineaarisessa sekamallissa lähes merkitsevä aika \times paikka yhdysvaikutus elokuisessa happipitoisuudessa. Fosforipitoisuudessa ja sekä talvi- että kesäajan happipitoisuudessa oli merkitsevä ero vaikutus- ja vertailualueiden välillä ja typpipitoisuudessa merkitsevä ajallinen muutos. Lineaarisen sekamallin mukaan fosforipitoisuus oli vertailupaikoilla pienempi kuin vaikutuspaikoilla ($p = 0,009$, Liite 2, Taulukko S1). Typpipitoisuus oli ennen pumppaamon käyttöönottoa suurempi kuin pumppaamon käyttöönoton jälkeen ($p = 0,01$, Liite 2, Taulukko S1). Sunisenselän paikalla fosforipitoisuus laski merkitsevästi ja typpipitoisuus lähes merkitsevästi (Taulukko 10) ja Riutanselän paikalla typpipitoisuus laski merkitsevästi (Taulukko 11). Typpipitoisuudessa oli nouseva trendi kummassakin havaintopaikassa, joka tasaantui pumppaamon käyttöönoton jälkeen (Kuva 7 ja 8). Typpipitoisuus laski toimenpiteen jälkeen 300–400 $\mu\text{g l}^{-1}$ tasolle kummassakin havaintopaikassa (Kuva 7 ja 8), jolloin typpipitoisuuden luokka parani hyvästä erinomaiseen (Taulukko 3). Fosforipitoisuuden keskiarvo oli alle 18 $\mu\text{g l}^{-1}$ kummallakin havaintopaikalla pumppaamon käyttöönoton jälkeen (Taulukko 10 ja 11), jolloin fosforipitoisuuden tilaluokka oli hyvä (Taulukko 3).

Lineaarisen sekamallin mukaan maaliskuinen ($p < 0,001$) ja elokuinen ($p = 0,02$) happipitoisuus oli vertailupaikoilla suurempi kuin vaikutuspaikoilla (Liite 2, Taulukko S1). Happipitoisuus läntisen Pien-Saimaan länsiosissa oli pienin tutkittavista Pien-Saimaan osista. Paikkakohtaisesti Sunisenselällä maaliskuinen happipitoisuus nousi lähes merkitsevästi (Taulukko 10) ja Riutanselällä happipitoisuus oli myös suurempi toimenpiteen jälkeen, vaikkakaan ero happipitoisuuteen ennen toimenpidettä ei ollut merkitsevä (Taulukko 11). Elokuisessa happipitoisuudessa havaittiin lähes merkitsevä aika \times paikka yhdysvaikutus ($p = 0,06$, Liite 2, Taulukko S1). Kontrollin ja vaikutuspaikan välillä oli merkitsevä ero, mutta yhtenäistä ajallista muutosta ei ole. Sen sijaan yhdysvaikutus oli merkitsevä, mikä viittaisi siihen, että vaikutusalueella happipitoisuudessa oli tapahtunut parannusta suhteessa vertailupaikkojen happipitoisuuden muutokseen. Tämä voidaan myös todeta vaikutusalueen paikkakohtaisten happipitoisuuksien kehittymisestä, kun kummankin

havaintopaikan happipitoisuus on noussut pumppaamon käyttöönoton jälkeen, Sunisenselällä lähes merkitsevästi (Taulukko 10 ja 11) ja yhtä voimakasta happipitoisuuden nousua ei ole havaittavissa vertailupaikoilla (Taulukko 5 ja 6).

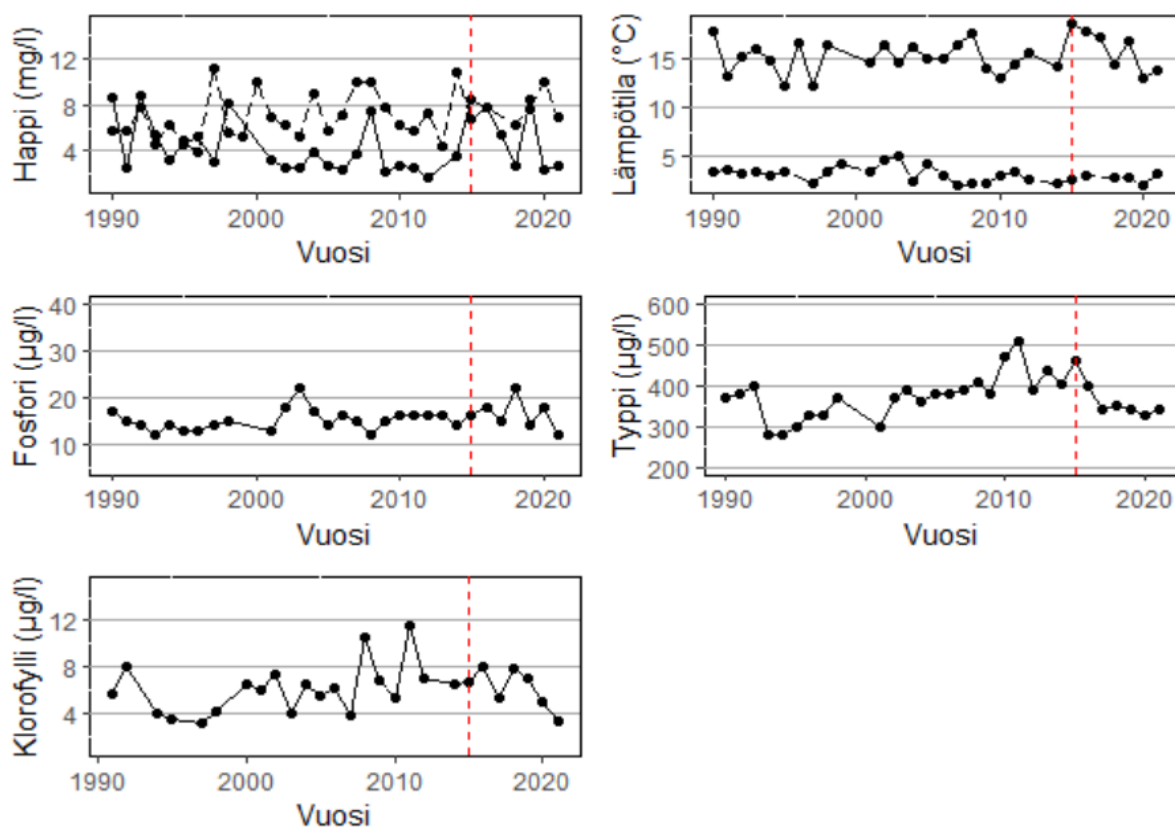
Klorofyllipitoisuudessa oli havaittavissa nouseva trendi erityisesti Sunisenselän paikalla, ja pumppaamon käyttöönoton jälkeen klorofyllipitoisuus laski kummassakin havaintopaikassa (Taulukko 10 ja 11), vaikkakaan ei merkitsevästi. Klorofyllipitoisuuden luokka parani pumppaamon käyttöönoton jälkeen tyydyttävästä hyvään Riutanselän paikalla ja pysyi tyydyttävässä Sunisenselän paikalla (Taulukko 3).



Kuva 7. Sunisenselän (6770610–561175, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatumuuttujia pitkäaikaisarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 10. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Sunisenselän vedenlaatumuuttujista ennen (2009–2014) ja jälkeen (2016–2021) Kivisalmen pumppaamon käyttöönoton. Elokuiselle hapelle valittiin näytteenvuodet 2014, 2012–2008 ennen pumppaamon käyttöönoton.

	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	5,95	8,58	-2,19	7,05	0,065
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	4,50	7,43	-1,68	9,33	0,127
Lämpötila (maaliskuu) (°C)	3,03	2,53	1,39	8,25	0,201
Lämpötila (elokuu) (°C)	18,33	18,27	0,10	9,08	0,926
Fosfori (µg l ⁻¹)	20,17	17,50	2,19	9,58	0,054
Typpi (µg l ⁻¹)	433,33	335,00	2,38	5,27	0,061
Klorofylli (µg l ⁻¹)	10,74	7,50	1,14	5,98	0,299



Kuva 8. Riutanselän 6779086–552849, ETRS-TM35FIN) havaintopisteen vedenlaatumuuttujia pitkäaikaisarjana vuosina 1990–2021. Katkoviiva osoittaa mittausta helmi-maaliskuulta ja kiinteä viiva mittausta elokuulta. Punainen katkoviiva osoittaa pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Taulukko 11. Welchin kahden populaation t-testin tulokset Riutanselän vedenlaatumuuttujista ennen (2009–2014) ja jälkeen (2016–2021) toimenpiteen. Klorofyllille sekä elokuulle hapelle ja lämpötilalle valittiin vuodet 2014, 2012–2008 ennen ja maaliskuiselle lämpötilalle vuodet 2021–2018, 2016 jälkeen ja vuodet 2014, 2012–2009.

	Keskiarvo ennen	Keskiarvo jälkeen	t	df	p-arvo
Happi (maaliskuu) (mg l ⁻¹)	6,88	7,68	-0,64	6,32	0,542
Happi (elokuu) (mg l ⁻¹)	3,42	4,90	-1,06	9,39	0,315
Lämpötila (maaliskuu) (°C)	2,64	2,70	-0,18	7,75	0,861
Lämpötila (elokuu) (°C)	14,87	15,55	-0,64	9,57	0,536
Fosfori (µg l ⁻¹)	15,50	16,50	-0,67	5,55	0,530
Typpi (µg l ⁻¹)	432,50	350,00	3,57	7,36	0,008
Klorofylli (µg l ⁻¹)	7,99	6,12	1,49	9,31	0,170

3.2 Pohjaeläinseuranta-aineisto

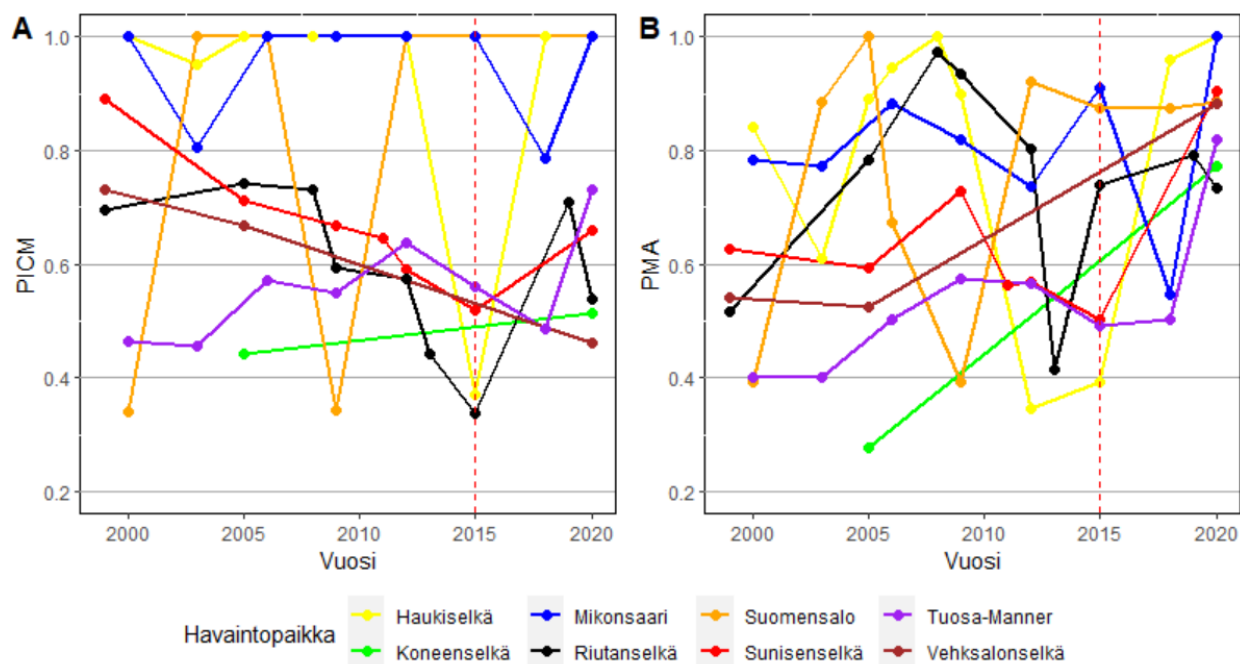
Pohjaeläimistä selkeästi runsaimmat taksonit olivat sulkasääsken ja surviaissääsken toukat ja harvasukasmadot. Sulkahyttynen *Chaoborus flavicans* oli runsain laji koko Pien-Saimaan alueella (keskiarvo 186,1 yksilöä m⁻²). Sulkahyttysten runsaus kasvoi merkitsevästi toimenpiteen jälkeen läntisen Pien-Saimaan itäosissa (t = -2,80, df = 6,3, p-arvo = 0,03) ja paikkakohtaisesti Tuosa-Mantereen paikalla (t = -3,90, df = 2,23, p = 0,05). Vertailupaikoilla sulkahyttysten runsaus kasvoi ja läntisen Pien-Saimaan länsiosissa runsaus pieneni, mutta muutokset eivät olleet merkitseviä. Surviaissääsken toukista runsaimmat olivat *Procladius* (125,4 yksilöä m⁻²), *Chironomus anthracinus* (64,1 yksilöä m⁻²) ja *Chironomus plumosus* (49,4 yksilöä m⁻²) koko tutkimusalueella. Surviaissääsken toukkien määrässä ei havaittu merkitseviä eroja ennen ja jälkeen toimenpiteen. Äyriäisistä havaittiin valkokatkaa (*Monoporeia affinis*), okakatkaa (*Pallaseopsis quadrispinosa*) ja jäännemassiaista (*Mysis relicta*), joista valkokatkaa esiintyi runsaiten koko tutkimusjakson aikana (yhteensä 12,3 yksilöä m⁻²). Valkokatkaa havaittiin kahdeksana eri vuonna useassa

havaintopaikassa, kun taas okakatkua tavattiin vain vuosina 1999 ja 2012 Haukiselällä ja jäännemassiaista vuosina 2012 Suomensalolla ja 2019 Riutanselällä. Yleisimmät harvasukasmadot olivat *Limnodrilus* (sis. *Limnodrilus* ja *L. hoffmeisteri*) (19,3 yksilöä m⁻²), *Potamothrix/Tubifex* (sis. *Potamothrix/Tubifex*, *Potamothrix hammoniensis* ja *Tubifex tubifex*) (14,3 yksilöä m⁻²) ja *Spirosperma ferox* (13,3 yksilöä m⁻²).

Itäisen Pien-Saimaan vertailupaikoilla sekä PICM-indeksin että PMA:n ELS-arvot vaihtelivat erinomaisen ja tyydyttävän välillä (Kuva 9). Pumppaamon käyttöönoton jälkeen kummankin luokittelumuuttujan ELS-arvot pysyivät erinomaisessa luokassa. Koneenselällä PICM-indeksin ELS-arvot pysyivät tyydyttävässä luokassa ja PMA:n ELS-arvot kasvoivat välttävästä luokasta hyvään luokkaan kahden havaintovuoden perusteella (Kuva 9).

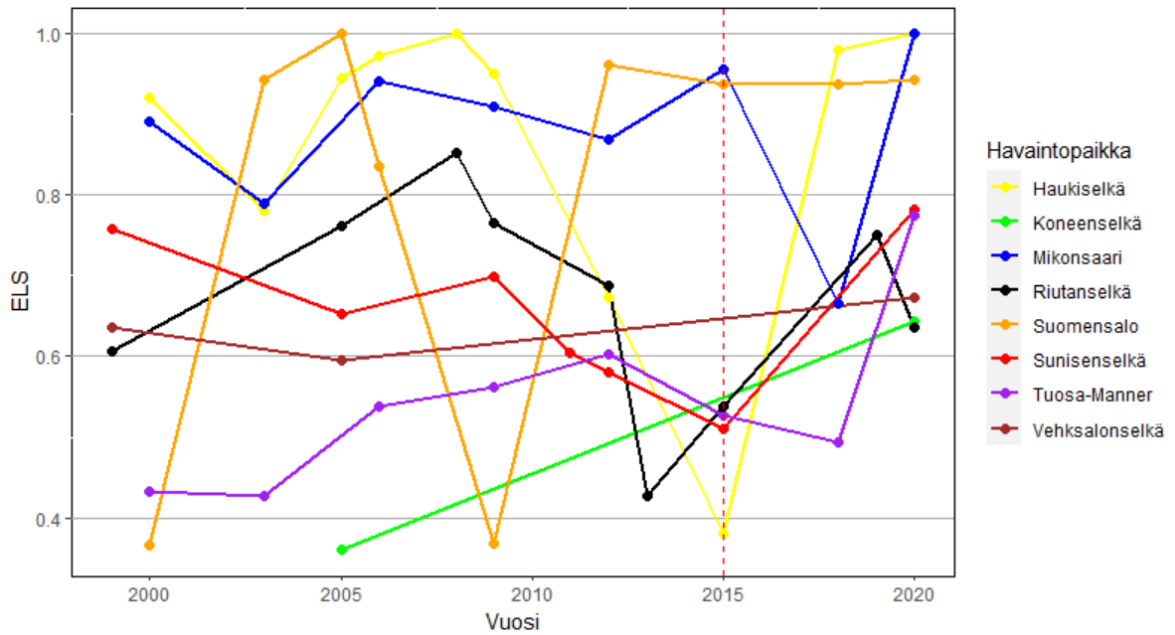
Läntisen Pien-Saimaan länsiosissa PICM-indeksin ELS-arvo pääasiallisesti pieneni tutkimusjakson alusta pumppaamon käyttöönottoon asti, minkä jälkeen arvot suurenivat molemmilla havaintopaikoilla. PMA:n ELS-arvoissa ei ollut yhtä vahvaa laskevaa trendiä, mutta kummassakin havaintopaikassa Arvo on vähintään hyvässä luokassa pumppaamon käyttöönoton jälkeen. PICM-indeksin ja PMA:n ELS-arvot poikkesivat useana vuonna selkeästi toisistaan.

Läntisen Pien-Saimaan itäosien havaintopaikkojen PICM-indeksit poikkesivat toisistaan, kun Mikonsaaren paikalla PICM-indeksi oli selkeästi suurin ja Tuosa-Mantereen paikan pienin. PICM-indeksin ELS-arvot suurentuivat pumppaamon käyttöönoton jälkeen tai pysyivät samalla tasolla kuin ennen pumppaamon käyttöönottoa kaikilla paitsi Vehkasalonselän paikalla, jossa PICM-indeksin arvo oli pienempi kuin kahtena aiempina vuotena, jotka olivat tosin yli 15 vuoden takaa. PMA:n ELS-arvot näyttivät pääasiallisesti suurentuneen kaikilla alueen havaintopaikoilla pumppaamon käyttöönoton jälkeen, vaikkakin Mikonsaarella ELS-arvot vaihtelivat paljon kolmena vuonna hoitotoimen jälkeen (Kuva 9).



Kuva 9. Havaintopaikkojen skaalattujen PICM-indeksin ja PMA:n ELS-arvot seurantavuosina 1999–2020. Punainen katkoviiva osoittaa Kivisalmen pumppaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Ekologisten laatusuhteiden keskiarvoissa oli vaihtelua havaintopaikkojen sisällä ja havaintopaikkojen välillä (Kuva 10). ELS:n keskiarvoon perustuva pohjaeläimistön tila vaihteli erinomaisesta välttävään (1–0,36). Vuonna 2020 kaikkien 8 havaintopaikan ELS-arvot olivat vähintään hyvässä luokassa, Mikonsaaren, Haukiselän ja Suomensalon saavuttaessa erinomaisen tilaluokan. ELS-arvoissa oli havaittavissa trendimäistä vaihtelua Riutanselällä ja Sunisenselällä. Näillä paikoilla ELS-arvot yleisesti pienenivät kohti vuotta 2015, minkä jälkeen suurenivat. Sunisenselän suurin ELS-arvo oli vuonna 2020, mutta Riutanselällä pohjaeläinten tila ei ollut parempi toimenpiteen jälkeisenä aikana verrattuna ennen pumppaamon käyttöönottoa. Kuitenkin laskeva pohjaeläinten tilan trendi pysähtyi pumppaamon käyttöönoton jälkeen. Läntisen Pien-Saimaan itäosien havaintopaikkojen välillä oli suurta vaihtelua ELS-arvoissa tutkimusjakson aikana. Mikonsaari on selkeästi paremmassa tilaluokituksessa kuin Vehkasalonselkä tai Tuosa-Manner, vaikkakin Tuosa-Mantereella paras tilaluokitus saavutettiin vuonna 2020. Vehkasalonselällä ELS-arvoissa oli vähiten vaihtelua (0,595–0,672).



Kuva 10. Kaikkien havaintopaikkojen Ekman-aineistoon perustuvat syvänpohjaeläinten ekologiset laatusuhteet seurantavuosina 1999–2020. Punainen katkoviiva osoittaa Kivisalmen pumpptaamon käyttöönottoa vuonna 2015.

Lineaarinen sekamalli muodostettiin seuranta-aineistolle samalla tavalla kuin vedenlaatumuuttuja-aineistolle ottaen huomioon koko tutkimusjakso. Läntisen Pien-Saimaan länsiosille tehdyssä mallissa ero ELS-arvoissa vertailu- ja vaikutusalueiden (CII) välillä oli lähellä merkitsevyyden rajaa ($p = 0,10$), mutta yhdysvaikutus (BAB:CII) ei ollut merkitsevä ($p = 0,6$). Läntisen Pien-Saimaan itäosille tehdyssä vastaavassa mallissa ei havaittu merkitseviä alueellisia tai ajallisia eroja pohjaeläimistön tilassa. (Liite 2, Taulukko S2). T-testi ei osoittanut ELS-arvoissa olevan eroja havaintopaikkojen sisällä ennen ja jälkeen toimenpiteen (Taulukko 10).

Taulukko 10. Welchin kahden populaation t-testin tulokset havaintopaikkojen ELS-arvoissa ennen ja jälkeen Kivisalmen pumppaamon käyttöönoton.

Paikka	Ennen keskiarvo	Jälkeen keskiarvo	t	df	p-arvo	Control /impact
Haukiselkä	0,89	0,79	0,50304	2,1998	0,661	C
Suomensalo	0,75	0,94	-1,5858	5,0018	0,174	C
Tuosa-Manner	0,51	0,60	-0,90309	2,6428	0,441	I
Mikonsaari	0,88	0,87	0,052736	2,2435	0,962	I
Sunisenselkä	0,66	0,65	0,088131	1,1143	0,943	I
Riutanselkä	0,68	0,64	0,48061	5,7148	0,649	I

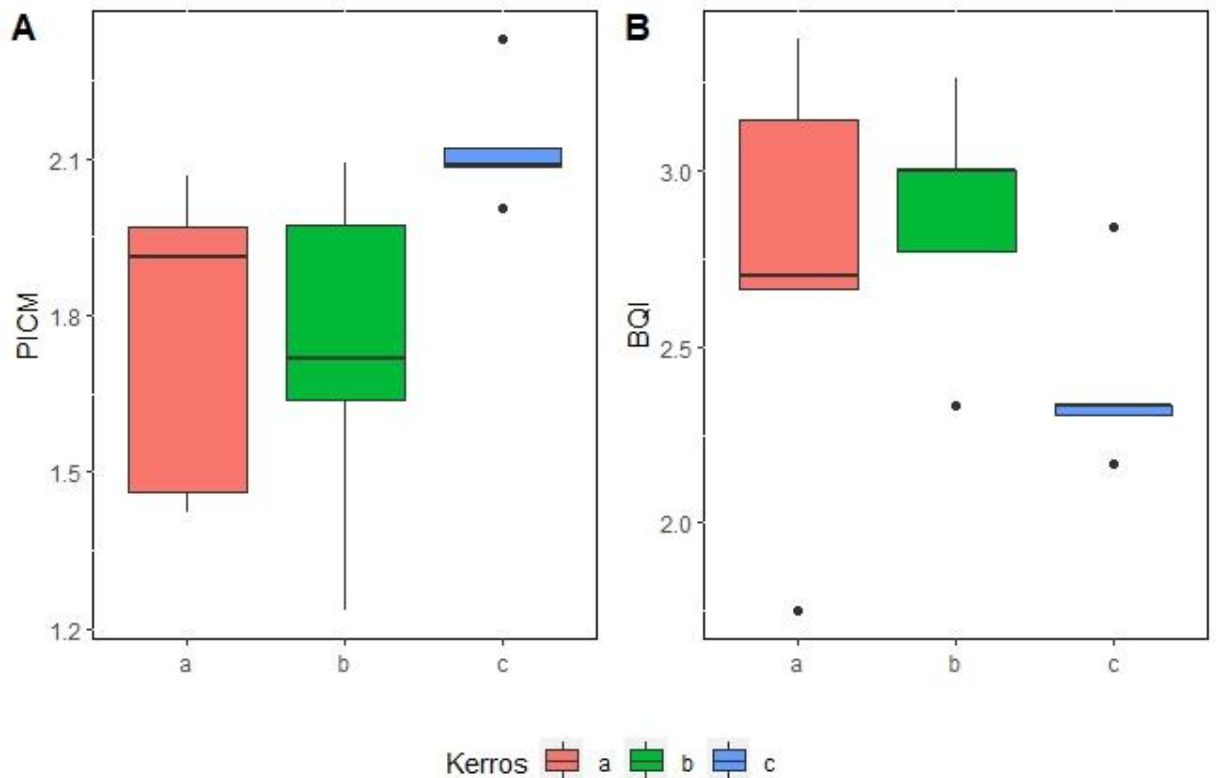
3.3 Paleolimnologinen tutkimus

Yksilöitä tunnistettiin vähemmän kuin niitä kerättiin epäonnistuneen lasituksen tai muiden tunnistamista hankaloittavien seikkojen vuoksi. Tunnistettujen surviaissääsken toukkien määrä vaihteli 37 ja 108 yksilön välillä per näyte, ja yhteensä tunnistettuja yksilöitä oli 1151. Tunnistettuja taksoniteita oli yhteensä 100. Kokonaistaksonimäärä oli a-vyöhykkeessä 60 ja yksilömäärä 354, b-vyöhykkeessä 69 ja 340 ja c-vyöhykkeessä 64 ja 411 (Liite 1). Keskimääräinen näytekohmainen taksonimäärä vertailuvyöhykkeessä oli suurin (35 taksonia), a- vyöhykkeessä 32 ja b-vyöhykkeessä 31 taksonia.

Lajisto sisälsi enimmäkseen rehevöityneisiin olosuhteisiin sopeutuneita lajeja, vaikkakin vyöhykkeiden välillä esiintyi eroja. Runsaimmat taksonit, joita löydettiin kaikilta vyöhykkeiltä, olivat *Procladius*, *Cricotopus*, *Stempellina* ja *C. anthracinus*. Sulkahyttysiä, perustuen löydettyihin mandibleihin, oli vertailuvyöhykkeessä vain 1 ja a-vyöhykkeessä 27 ja b-vyöhykkeessä 18. Vertailuvyöhykkeellä havaittiin enemmän (43 yksilöä) karuihin olosuhteisiin sopeutuneita lajeja, PICM-indikaattoripistearvoltaan yli 3 (Aroviita ym. 2012) kuin a-vyöhykkeessä (26

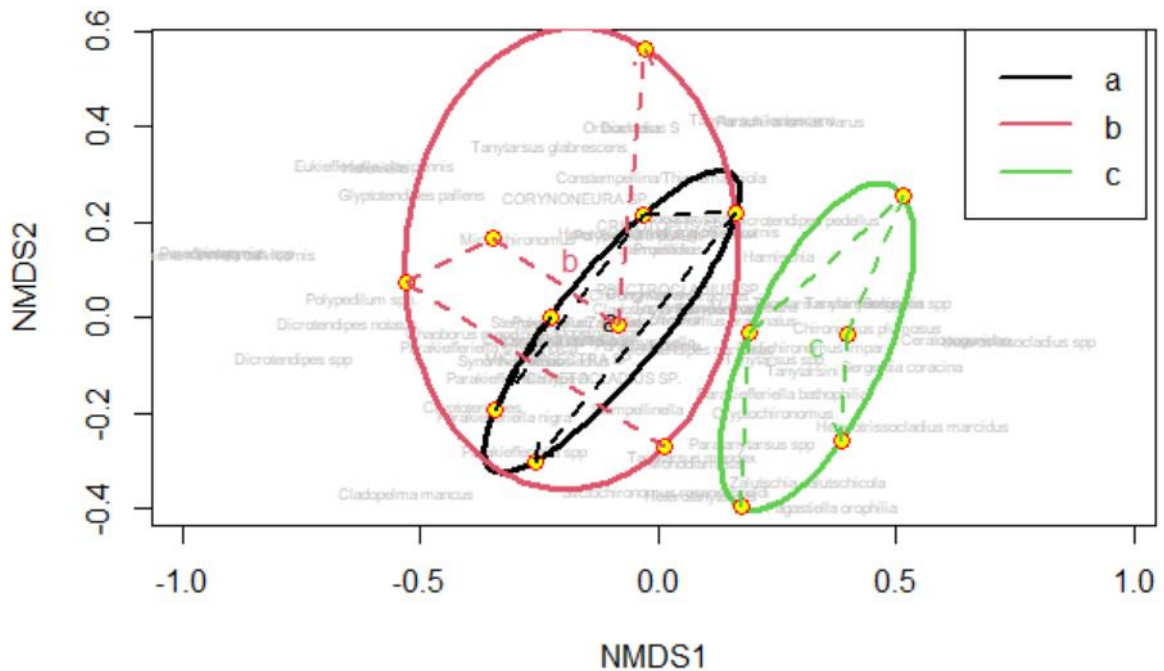
yksilöä) tai b-vyöhykkeessä (23 yksilöä). Erityisesti *Heterotrissocladius* -suvun lajit olivat hyvin edustettuina vertailuvyöhykkeiden näytteissä (22 yksilöä) verrattuna a-vyöhykkeeseen (7 yksilöä) tai b-vyöhykkeeseen (4 yksilöä). Toisen niukkaravinteisuuden indikaattorin, *Micropsectra* -suvun, lajeja havaittiin kaikilla vyöhykkeillä runsaasti. Reheviin olosuhteisiin sopeutuneita lajeja, indikaattoripistearvoltaan alle 3, havaittiin enemmän vertailuvyöhykkeessä (84 yksilöä) kuin a-vyöhykkeessä (73 yksilö) tai b-vyöhykkeessä (63 yksilöä) (Liite 1).

PICM-indeksin (Kuva 11 A) ja BQI:n (Kuva 11 B) arvot erosivat eri vyöhykkeiden välillä. Vaihtelu kummassakin indeksissä oli suurempaa tuoreimmissa vyöhykkeissä kuin vertailuvyöhykkeessä. Vertailuvyöhykkeessä BQI-indeksin arvo oli pienempi kuin tuoreimmissa kerroksissa. Päinvastaisesti PICM-indeksi oli suurempi vertailuvyöhykkeessä kuin tuoreimmissa kerroksissa. Merkitseviä eroja BQI-indeksissä kolmen vyöhykkeen välillä ei ollut ANOVA-testin mukaan ($F = 1,551$, $df = 2$, $p = 0,252$), eikä myöskään PICM-indeksissä ($F = 3,309$, $df = 2$, $p = 0,07$), vaikkakin jälkimmäisen osalta p-arvo olikin lähellä merkitsevyyden rajaa.



Kuva 11. Paleolimnologisesta aineistosta lasketun A) PICM- ja B) BQ-indeksien vaihtelu kolmen eri vyöhykkeen välillä. Laatikon alareuna vastaa alaneljännestä ja yläreuna ylaneljännestä, mediaani on kuvattu viivalla ja janat osoittavat vaihteluvälin. Poikkeavat arvot ovat esitetty erillisinä pisteinä. Kerros a kuvaa sedimenttiä 0–5 cm syvyydestä, kerros b 5–10 cm syvyydestä ja kerros c 35–40 cm syvyydestä.

Kahdessa ulottuvuudessa olevan NMDS-ordinaation perusteella tuoreimpien kerrosten lajikoostumus poikkesi vertailuvyöhykkeen lajikoostumuksesta (Kuva 12). Ellipseistä voidaan tulkita, että vyöhykkeen a-lajisto on samankaltaisempaa kontrollivyöhykkeen lajiston kanssa kuin b-vyöhykkeen lajiston ellipsien ollessa lähempänä toisiaan. Ero tuoreimpien vyöhykkeiden välillä vertailuvyöhykkeeseen ei kuitenkaan ole suuri. Ennen toimenpidettä, eli b-vyöhykkeessä, lajikoostumuksen vaihtelu oli suurempaa kuin muissa vyöhykkeissä.



Kuva 12. Paleolimnologisen aineiston lajien sijainti kaksiulotteisessa ordinaatioavaruudessa NMDS-ordinaatiokuvaajassa. Pisteet edustavat kunkin kerroksen lajiston sijoittumista suhteessa muiden vyöhykkeiden lajiston samankaltaisuuteen. Ellipsit kuvaavat lajiston vaihtelua kussakin vyöhykkeessä. Stress value = 0,212.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Vedenlaatu

Itäisellä Pien-Saimaalla oli odotetusti paras vedenlaatu. Alueen vedenlaatu ei pysynyt vertailujaksojen välillä täysin muuttumattomana, vaan typpipitoisuus pieneni täällä, kuten muillakin alueilla. Muutos siis tuskin johtuu Kivisalmen pumppaamosta, vaan liittyyne Pien-Saimaalla jo aiemmin havaittuun (Mikael Kraft, limnologi, Saimaan vesi ja ympäristötutkimus Oy, suullinen tiedonanto) typpipitoisuuden pienentymiseen yleisesti.

Liukko ja Huttula (2013) arvioivat, että Kivisalmen ja vielä rakentamattoman Kopinsalmen pumppaamon aiheuttamat virtausmuutokset vaikuttavat jopa

negatiivisesti läntisen Pien-Saimaan itäosiin. Tällä hetkellä näyttää kuitenkin siltä, että Kivisalmen pumppaamo ei ole huonontanut läntisen Pien-Saimaan itäosien vedenlaatua, koska Mikonsaaren ja Tuosa-Mantereen paikoilla typpipitoisuus on parantunut merkittävästi eikä vedenlaadun pitkäaikaisseuranta anna viitteitä, että muissakaan vedenlaatumuuttujissa olisi tapahtunut huonontumista. Tuosa-Manner havaintopaikka sijaitsee tutkituista läntisen Pien-Saimaan itäosien alueista lähimpänä Kaukaan tehtaita, joten sen vedenlaatumuutokset saattavat heijastella pistekuormituksessa tapahtuneita muutoksia muita herkemmin.

Läntisen Pien-Saimaan länsiosien pääasiallinen ravinnepitoisuuksien aleneminen on Liukon ja Huttulan (2013) mallinnuksen ennusteiden mukainen, jopa pelkällä Kivisalmen pumppaamon vaikutuksella. Lisäveden johtamisen vaikutuksia on myös mallinnettu Hulausjärvellä Lempäälässä samaisella Coherens-mallinnuksella (Juntunen ja Vento 2021) ja mallin mukaan arvioituna fosforipitoisuuden pitäisi pienentyä kohdejärvellä (Paananen ym. 2008, Juntunen ja Vento 2021). Fosforipitoisuuden on todettu alentuvan lisäveden johtamisen vaikutuksesta Rusutjärvellä Tuusulassa, mutta typpipitoisuuden pienentymistä ei havaittu (Hietala 2018). Erityisesti fosforipitoisuuden piti alentua mallinnuksella läntisen Pien-Saimaan länsiosissa (Liukko ja Huttula 2013), mutta typpipitoisuudessa havaittiin kummassakin paikassa merkitsevä tai lähes merkitsevä muutos. Typpipitoisuuden lasku liittyy Kivisalmen pumppaamon käyttöönottoon, mutta se voi selittyä muillakin vesialueen tilaa kohentavilla kunnostustoimilla, kuten kosteikkojen rakentamisella (Lappeenrannan seudun ympäristötoimi 2013) sekä hoitokalastuksella ja niitoilla (Kalapisa 2015). Vaikka vedenlaadun parantumista ei voida ainakaan yksinomaan liittää pumppaamon käyttöönottoon, voidaan kuitenkin sanoa vahvasti, että pumppaamo ei ole huonontanut alueen vedenlaatua. Elokuisen happipitoisuuden nouseminen läntisen Pien-Saimaan länsiosissa kertoo osaltaan pumppaamon parantavasta vaikutuksesta alueella. Veden viipymä oletettavasti lyhenee, kun happipitoisempaa vettä pääsee alusveteen, mikä vaikuttaa positiivisesti alueen vedenlaatuun. Yhdistettynä ravinnepitoisuuksien laskuun alueella, on oletettavaa, että vedenlaatuun liittyvät ongelmat alueella tulevat vähentymään.

Pien-Saimaalla on havaittavissa ravinnepitoisuuksien pientymistä ja vedenlaadun yleistä parantumista pumppaamon käyttöönoton jälkeen ja parantuminen on selkeintä nimenomaan läntisen Pien-Saimaan länsiosissa, joissa vedenlaatu oli selkeästi huonoin Pien-Saimaan alueella ennen pumppaamon käyttöönottoa. Pumppaamon tavoite parantaa läntisen Pien-Saimaan länsiosien vedenlaatua näyttää siis ainakin osittain olevan toteutumassa.

4.2 Pohjaeläimistö

Aikaisempia tutkimuksia pumppausjärjestelmistä ja lisäveden johtamisesta järvien hoitomenetelmänä on melko vähän, ja ne ovat pääosin keskittyneet vedenlaadun parantumisen seurantaan. Hietalan (2018) selvityksessä Rusutjärveltä sivuttiin pohjaeläimistön muutosta lisävedenjohtamisen jälkeen, mutta tulkintaa hankaloittaa se, että ensimmäiset pohjaeläinhavainnot olivat 19 vuoden jälkeen lisäveden johtamisen aloittamisesta. Toisaalta vertailun perusteella pohjaeläinlajisto ei muuttunut lisäveden johtamisen jälkeen pitkälläkään aikavälillä, ja vaikka eläinten runsaus yleisesti pieneni, sulkahyttysten runsaus kasvoi. Myöskään Pien-Saimaalla ei havaittu pohjaeläinlajiston muutoksia lyhyellä aikavälillä, vaan ennen ja jälkeen pumppaamon käyttöönoton lajisto ilmensi pääasiallisesti reheviin oloihin sopeutuneita lajeja, eikä eläinten kokonaisrunsaudessa ollut muutoksia.

Koko tutkimusalueella runsain taksoni oli *C. flavicans* ennen ja jälkeen toimenpiteen. Hietalan (2018) tutkimuksessa sulkahyttiset runsastuivat, tosin eivät merkitsevästi, lisäveden johtamisen jälkeen ja samanlainen ilmiö oli havaittavissa läntisen Pien-Saimaan itäosissa. Sulkahyttiset käyttävät niukkahappista alusvettä predaatiosuojana (Quinlan ja Smol 2010, Weisser ym. 2018) ja alusveden happipitoisuus laski Vehkasalonselän ja Tuosa-Mantereen paikoilla, mutta ei merkitsevästi, joten alusveden happipitoisuuden muutos tuskin selittää sulkahyttysten runsastumista. Happipitoisuus oli myös suurempi itäisellä kuin läntisellä puolella, jossa sulkahyttysten runsaus pieneni, joten on epätodennäköistä, että sulkahyttysten runsastuminen liittyy happipitoisuuteen. Sulkahyttysten

runsastumisen syynä voi olla ravinnon lisääntyminen tai kilpailun tai petojen vähentyminen. Sulkahyttiset käyttävät ravintonaan eläinplanktonia (Kajak ja Rybak 1979, Elser ym. 1987) ja erityisesti pienempikokoisia eläinplanktonlajeja (Elser ym. 1987, Yan ym. 1991). Näiden lajien runsastuminen voi johtaa sulkahyttysten runsastumiseen, jolloin myös eläinplanktoniyhteisön rakenne voi muuttua sulkahyttysten predaation seurauksesta (MacKay ym. 1990, Yan ym. 1991, Liljendahl-Nurminen ym. 2003). Planktivoriset kalat toimivat yleensä sulkahyttysten petoina (Lagergren ym. 2008), joten petojen vähentyminen voisi selittää sulkahyttysten runsastumista läntisen Pien-Saimaan itäosissa. Toisaalta on havaittu, että *C. flavicans* kestää melko hyvin kalojen läsnäoloa järvissä (Garcia ja Mittelbach 2008). Esimerkiksi rehevöityneellä Hiidenvedellä on runsas sulkahyttispopulaatio yhdessä runsaan planktivorisen kuorekannan kanssa ja sulkahyttiset ovat järvellä enemmän kalojen kilpailijoita kuin niiden ravintoresurssi (Liljendahl-Nurminen ym. 2003). Tässä tutkimuksessa ei arvioitu eläinplanktoniyhteisön tai kalakantojen kehittymistä Pien-Saimaalla ja ottaen huomioon sulkahyttysten kompleksiset roolit järvisysteemeissä, sulkahyttysten runsastumiseen voi olla useita selittäviä tekijöitä, joita on syytä tutkia Pien-Saimaalla. Läntisen Pien-Saimaan länsiosissa sulkahyttysten runsaus pienentyi Ekman-näytteenoton perusteella, mikä voisi liittyä alueen parantuneeseen happitilanteeseen.

Itäisen Pien-Saimaan havaintopaikoilla havaittiin hyvinkin pieniä ELS-arvoja PICM-indeksissä ja PMA:ssa joinakin vuosina, jolloin tilaluokitus oli odottamattoman matala. Vedenlaatumuuttujissa ei tapahtunut suuria muutoksia, jotka selittäisivät pieniä ELS-arvoja, mutta kyseisinä vuosina pohjaeläinnäytteet olivat hyvin suppeita, muodostuen vain muutamasta taksonista (*Procladius*, *C. flavicans* ja Amphipoda). Yksittäisten vuosien pienet ELS-arvot Suomensalon ja Haukiselän paikoilla todennäköisesti selittyvät epäonnistuneella näytteenotolla, koska vuodet, jolloin pieniä ELS-arvoja havaittiin eivät olleet samoja molemmissa itäisen Pien-Saimaan havaintopaikassa. Yksittäisiä pieniä ELS-arvoja lukuun ottamatta ELS-arvot itäisellä Pien-Saimaalla olivat suurimmat koko tutkimusalueella kuvastaen pohjaeläimistön vähintään hyvää tilaa.

Liukko ja Huttula (2013) arvoivat, että Kivisalmen ja vielä rakentamattoman Kopinsalmen pumppaamon aiheuttamat virtausmuutokset voivat vaikuttaa jopa negatiivisesti läntisen Pien-Saimaan itäosiin, mutta tällaista ilmiötä ei havaittu tässä tutkimuksessa vedenlaadussa eikä pohjaeläimistössä. Pien-Saimaan itäosien pohjaeläimistö sisälsi enimmäkseen rehevöityneitä olosuhteita suosivia ja niihin sopeutuneita lajeja sekä ennen että jälkeen toimenpiteen, eikä selkeitä muutoksia lajistossa havaittu. Karumpiin olosuhteisiin sopeutuneita lajeja havaittiin vain vähän ja niiden runsaus oli pieni suhteessa valtalajeihin. Ihmisen vaikutukselle herkkää valkokatkaa (Särkkä ym. 1990, Goedkoop 2006) havaittiin kuitenkin ennen ja jälkeen (2020) toimenpiteen Mikonsaaren havaintopaikalla, joten alueen elinolosuhteet ovat edelleen sopivat karuihin olosuhteisiin sopeutuneelle valkokatkalle myös pumppaamon käyttöönoton jälkeen.

PICM-indeksissä ja PMA:ssa on eroja erityisesti Vehkasalonselällä, jossa PICM-indeksi osoittaa pohjaeläimistön tilan huonontumista ja PMA päinvastoin parantumista. Samansuuntaisia tuloksia havaittiin Tolosen ym. (2022) tutkimuksessa, jossa yhtenä osa-alueena vertailtiin PMA:an ja PICM-indeksiin perustuvaa ekologista laatusuhdetta. Ekman-näytteenoton perusteella PICM-indeksi luokitteli useammin näytteenottopaikan alempaan tilaluokkaan kuin PMA (Tolonen ym. 2022). Indeksit saattavat siis määritellä pohjaeläimistön eri tavoilla, mutta tällä hetkellä lopullinen pohjaeläinten tila-arviointi perustuu kahden indeksin keskiarvoon, jolloin erot indeksien välillä tasaantuvat. Myöskään Vehkasalonselän paikalla pohjaeläimistön tilassa ei ole tapahtunut suuria muutoksia keskiarvoon perustuvassa ELS-arvossa. Ekologisiin laatusuhteisiin perustuen voidaan sanoa, että huonontumista läntisen Pien-Saimaan itäosissa ei siis ole havaittu vedenlaadussa tai pohjaeläimistön tilassa ja paikkakohtaisesti jopa viitteitä parantumisesta pohjaeläimistön tilassa on nähtävissä.

Läntisen Pien-Saimaan länsiosissa erityisesti vedenlaatu on osoittanut parantumisen merkkejä pumppaamon käyttöönoton jälkeen, mutta yhtä vahvaa pohjaeläimistön tilan parantumista ei ole havaittavissa. Pohjaeläimistöön vaikuttaa enemmän ympäristötekijät yhdessä kuin erikseen (Jyväsjärvi ym. 2013a), joten

paikkakohtainen ravinnepitoisuuksien aleneminen tai alueellinen alusveden happipitoisuuden paraneminen ei välttämättä vielä näy pohjaeläimistön tilassa. Viitteitä siitä on, että rehevöitymisestä aiheutuvat haitat pohjaeläimistölle ovat vähentymässä ja tämän pitäisi parantaa alusveden olosuhteita sopivammaksi monipuoliselle pohjaeläimistölle. Toisaalta vedenlaadussa tapahtuva parannus voi näkyä pohjaeläimistössä viiveellä ja vasta monen vuoden jälkeen kunnostustoimesta (Chadwick ym. 1986, Jyväsjärvi ym. 2013b, Clements ym. 2010, Louhi ym. 2011), joten vedenlaadussa tapahtuneen parannuksen ei voi välttämättä odottaakaan vielä näkyvän läntisen Pien-Saimaan länsiosien pohjaeläimistön lajistossa ja tilassa.

Vaikka taksonimäärä on läntisen Pien-Saimaan länsiosissa pienentynyt hoitotoimen jälkeen, se ei suuresti näyttäisi vaikuttavan pohjaeläimistön tilaluokitukseen. Viitteitä toimenpiteen pohjaeläimistön tilaa kohentavasta vaikutuksesta on havaittavissa, sillä tilan huonontumisen trendi näyttää loppuneen ja ELS-arvot ovat suurentuneet pumppaamon käyttöönoton jälkeen. Pohjaeläinten tilan trendin ollessa laskeva ennen pumppaamon käyttöönottoa ja nouseva käyttöönoton jälkeen, keskiarvoihin perustuva t-testi ei huomaa eroja ajanjaksojen välillä. Voidaan todeta, että Kivisalmen pumppaamo ei ainakaan ole huonontanut pohjaeläimistön tilaa kummallakaan läntisen Pien-Saimaan länsiosan havaintopaikalla, koska pohjaeläimistön tila hoitotoimen jälkeen on vähintään sama tai parempi verrattuna tilaan ennen hoitotoimea.

Tolosen ym. (2022) tutkimuksessa vertailtiin myös Ekman-näytteenoton ja paleolimnologisen menetelmän eroja samoilta paikoilta kerätyistä näytteistä. Paleolimnologisesta aineistosta laskettu surviaissääskiin pohjautuva PICM-indeksi toimi melko hyvin pohjaeläinten tilaluokituksen muutoksen arvioinnissa vaikkakin pintasedimentin paleolimnologisten ja Ekman-näytteiden PICM-indeksin arvot olivat melko poikkeavia (Tolonen ym. 2022). Se selittyy osaltaan sillä, että syvänteisiin kerääntyy lajeja ja niiden jäänteitä koko järvioltaan alueelta (Brodersen ja Lindegaard 1997, Porinchi ja Mac-Donald 2003), jolloin lajisto paleolimnologisen näytteen perusteella voi olla hyvinkin erilainen verrattuna Ekman-näytteestä

kerättyyn. Samanlaisia viitteitä havaittiin tässä tutkimuksessa, kun tuoreimmassa paleolimnologisessa näytteessä havaittiin taksoneja, kuten *Stempellinella*, *Micropsectra* ja *Cricotopus*, joita ei Riutanselän Ekman-näytteissä havaittu. Kuitenkin paleolimnologisesta aineistosta laskettu PICM-indeksi on melko luotettava keino arvioida pohjaeläimistön tilan kehitystä ajallisesti (Tolonen ym. 2022) ja tässä tutkimuksessa surviaissäskilajistoon perustuva PICM-indeksi toimii melko hyvin siinä kuvastaen eroja pohjaeläimistön tilassa vertailuvyöhykkeen ja tuorempien kerrosten välillä.

Paleolimnologisen näytteen lajiston vertailua eri vyöhykkeiden välillä hankaloittaa eri määrä tunnistettuja yksilöitä vyöhykkeissä, mutta päätelmiä lajistosta voidaan silti tehdä. Lajistollisesti ja PICM-indeksin mukaan vertailujakson pohjaeläimistö oli parhaassa ekologisessa tilassa ja ajanjakson lajikoostumus on selkeästi erilainen kuin tuoreemmissa kerroksissa, mikä voidaan havaita NMDS-ordinaatiokuvaajan avulla. Toisaalta BQI:n mukaan vertailuvyöhykkeen pohjaeläimistön tila oli huonoin kolmesta vyöhykkeestä, ja eriävät tulokset kahden indeksin välillä saattavat selittyä sillä, että lajistoa huomioidaan indekseissä eri tavalla. BQI huomioi lajistoa melko yksipuolisesti, koska se perustuu vain 7 lajiin (Wiederholm 1980). Esimerkiksi karuihin olosuhteisiin sopeutuneista *Heterotrissocladius* -suvun lajeista huomioidaan vain *Heterotrissocladius subpilosus* BQI:n laskemisessa (Wiederholm 1980) ja PICM-indeksi huomioi 4 lajia suvusta (Aroviita ym. 2012). Tämä selittää osaltaan vertailuvyöhykkeen kahden eri indeksin eroja. *H. subpilosus* lajia ei havaittu missään vyöhykkeessä, mutta muita *Heterotrissocladius* -suvun lajeja havaittiin eniten vertailuvyöhykkeessä, mikä nostaa vertailuvyöhykkeen PICM-indeksin arvoa. Lisäksi esimerkiksi hyvin karuihin olosuhteisiin sopeutunut *Protanypus*, jota BQI, toisin kuin PICM, ei huomioi, havaittiin vertailuvyöhykkeessä.

PICM- indeksi osoittaa parempaa pohjaeläimistön tilaa pumppaamon käyttöönoton jälkeisissä kerroksissa kuin kerroksissa ennen pumppaamon käyttöönottoa, mikä indikoi pumppaamon vaikuttaneen positiivisesti lajistoon. Seuranta-aineisto antaa myös viitteitä, että Riutanselällä pohjaeläimistön tilassa on tapahtunut parannusta pumppaamon käyttöönoton jälkeen verrattuna tilanteeseen

ennen toimenpidettä. Lisäksi NMDS-ordinaation mukaan läntisen Pien-Saimaan länsiosien lajiston piirteet ovat palaamassa kohti vertailuvyöhykkeen lajistoa toimenpiteen jälkeen, vaikkakin lajisto ennen toimenpidettä ei poikennut suuresti lajistosta toimenpiteen jälkeen. Toisaalta NMDS-ordinaation stressisarvo oli melko suuri, joten ordinaation luotettavuutta voi kyseenalaistaa. Kuitenkin vertailemalla pelkästään vyöhykkeiden lajistoa keskenään, tuoreimman vyöhykkeen lajistossa on havaittavissa siirtymistä kohti vertailuvyöhykkeen tyypillistä lajistoa ja lajistoissa on samankaltaisuutta. Lajistosta voidaan siis NMDS-ordinaationkin perusteella tehdä päätelmiä pohjaeläimistön siirtymisestä kohti parempaa tilaa PICM-indeksistä nähtävän tilan parantumisen lisäksi.

Vertailuvyöhykkeen lajikoostumus osoittaa, että Pien-Saimaan pohjaeläimistö on ollut kovinkin erilainen ihmisen vaikutuksen ollessa pieni. Suhteellisesti enemmän karuja olosuhteita ilmentäviä lajeja, kuten *Heterotrissocladius* -suvun lajeja esiintyy vertailuvyöhykkeellä, ja *Protanypus* -lajin esiintyminen vain vertailuvyöhykkeellä kertoo siitä, että ihmisen vaikutuksella ja rehevöitymisellä on ollut vaikutusta alueen pohjaeläimistöön, eikä lajisto ole vielä palautunut samanlaiseksi, mitä se on ollut luonnontilaisempana aikana. Sekä paleolimnologinen näyte, että pitkäaikaissarjassa toteutettu pohjaeläimistön seuranta viittaavat kuitenkin siihen, että Pien-Saimaan pohjaeläimistön tila on parantumaan päin, eikä Kivisalmen pumppaamo ole ainakaan huonontanut pohjaeläimistön tilaa. Vedenlaadussa tapahtuva selkeä parantuminen oletettavasti heijastuu pohjaeläimistöön ajan kanssa.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Viitteitä siitä, että pohjaeläinten elinolosuhteet eivät ole olleet hyvät ennen pumppaamon käyttöönottoa, löytyy sekä paleolimnologisen näytteen, Ekman-aineiston että erityisesti vedenlaadun perusteella. Kunnostustoimena toteutettu, Kivisalmen pumppaamon käyttöönotto Pien-Saimaalla oli siten perusteltu alueen

ekologinen tilan kohentamiseksi vähintään hyväksi. Tutkimuksessa havaittiin viitteitä siitä, että erityisesti läntisen Pien-Saimaan vedenlaatu on toimenpiteen seurauksesta parantunut, ja voidaan olettaa, että muutokset heijastuvat ajan myötä nykyistä voimakkaammin alueen pohjaeläimistöön. Tässä vaiheessa ei voida varmuudella sanoa pumppaamon parantaneen alueen pohjaeläinyhteisön tilaa, mutta se ei ainakaan ole huonontanut sitä. Viitteitä siitä, että tilan parantumista on tapahtunut, on näkyvissä, mutta seuranta ja tutkimusta pitää jatkaa. Kivisalmen pumppaamo on osa kahden pumppaamon rakennusprojektia, joten on tärkeää arvioida pohjaeläimistön tilaa muiden pumppaamoiden valmistuttua, ja kun ne ovat olleet käytössä useamman vuoden ja jolloin seuranta on toteutettu toistuvasti. Myös muilla kunnostustoimilla, joita alueella on tehty ja tehdään, voi olla vaikutusta alueen ekologiseen tilaan ja pohjaeläimiin. Kunnostus- ja hoitotoimet ovat kuitenkin kannattamattomia, jos järven ulkoinen kuormitus on liian suurta (Sarvilinna & Sammalkorpi 2010), joten Pien-Saimaan kunnostustoimissa on huomioitava myös ulkoisen kuormituksen pienentäminen.

KIITOKSET

Kiitän ohjaajaani Heikki Hämäläistä kattavasta ja laadukkaasta ohjauksesta niin lajinmääritystyössä kuin myös tutkielman kirjoitusvaiheessa. Hydrobiologi Antti Haapalaa Kaakkois-Suomen ELY-keskukselta kiitän avusta näytteenotossa sekä osallistumisesta tutkielman suunnitteluun ja toteutukseen. Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus oy:ta kiitän kalustosta näytteenottoon tutkimusalueella sekä henkilöstöstä Arto Eteläpäästä avusta näytteenotossa ja limnologi Mikael Kraftia avusta paleolimnologisen tutkimuksen suunnittelussa ja kohdevesistön ominaispiirteiden selventämisessä. Lisäksi haluan kiittää Raija Auraa Lappeenrannan seudun ympäristötoimesta työhön liittyvästä avusta. Rahoituksesta kiitän Kaakkois-Suomen ELY-keskusta, Etelä-Karjalan maakuntaliittoa ja Lappeenrannan seudun ympäristötoimeaa.

KIRJALLISUUS

- Andersen T., Cranston P.S. & Epler J.H. 2013. *Chironomidae of the Holarctic Region: keys and diagnoses – Larvae*. Scandinavian Entomology, Lund.
- Andersson G., Granéli W. & Stenson J. 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia* 170: 267–284.
- Aroviita J., Hellsten S., Jyväsjärvi J., Järvenpää L., Järvinen M., Karjalainen S., Kauppila P., Keto A., Kuoppala M., Manni K., Mannio J., Mitikka S., Olin M., Perus J., Pilke A., Rask M., Riihimäki J., Ruuskanen A., Siimes K., Sutela T., Vehanen T. & Vuori K-M. 2012. *Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitettyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen*. Ympäristöhallinnon ohjeita 7|2012 saatavissa https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/41788/OH_7_2012.pdf?sequence=6&isAllowed=y.
- Aroviita J., Mitikka S. & Vienonen S. 2019. *Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37|2019, saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/306745>.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S. 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67: 1-48.
- Bazzanti M., Seminara M., Baldoni S. & Dowgiallo M.G. 1998. Assessing hypolimnetic stress in a monomictic, eutrophic lake using profundal sediment and macrobenthic characteristics. *J. Freshw. Ecol.* 13: 405–412.
- Blumenshine S.C., Vadeboncoeur Y., Lodge D.M., Cottingham K.L. & Knight S.E. 1997. Benthic-pelagic links: responses of benthos to water-column nutrient enrichment. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 16: 466–479.
- Brett M.T., Müller-Navarra D.C., Ballantyne A.P., Ravet J.L. & Goldman C.R. 2006. *Daphnia* fatty acid composition reflects that of their diet. *Limnol. Oceanogr.* 51: 2428–2437.
- Brinkhurst R.O. 1971. *A Guide for the Identification of British Aquatic Oligochaeta*. Freshwater Biological Association.
- Brodersen, K.P. & Lindegaard, C. 1997. Significance of subfossil chironomid remains in classification of shallow lakes. *Hydrobiologia* 342-343: 125-132.
- Brodersen K.P, Pedersen O., Walker I.R., Michael T.J. 2008. Respiration of midges (Diptera; Chironomidae) in British Columbian lakes: oxy-regulation, temperature and their role as palaeo-indicators. *Freshw. Biol.* 53: 593–602.
- Brodersen K.P. & Quinlan R. 2006. Midges as palaeoindicators of lake productivity, eutrophication and hypolimnetic oxygen. *Quat. Sci. Rev.* 25: 1995–2012.

- Brooks S.J., Langdon P.G. & Heiri O. 2007. *The Identification and Use of Palaearctic Chironomidae Larvae in Palaeoecology*. Quaternary Research Association, London.
- Burns C.W., Brett M.T. & Schallenberg M. 2011 A comparison of the trophic transfer of fatty acids in freshwater plankton by cladocerans and calanoid copepods. *Freshw. Biol.* 56: 889–903.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N. & Smith V.H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecol. Appl.* 8: 559–568.
- Chadwick J.W., Canton S.P. & Dent R.L. 1986. Recovery of benthic invertebrate communities in Silver Bow Creek, Montana, following improved metal mine wastewater treatment. *Water, Air, and Soil Pollut.* 28: 427-438.
- Christjani M. & von Elert E. 2015. Prey-induced vertical migration in *Chaoborus* larvae under different predator and light regime. *J. Plankton Res.* 37: 48–55.
- Clements W.H., Vieira N.K.M. & Sonderegger D.L. 2010. Use of ecological thresholds to assess recovery in lotic ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29: 1017-1023.
- Codd G.A. 2000. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. *Ecol. Eng.* 16: 51-60.
- Correll D.L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J. Environ. Qual.* 27: 261-266.
- Correll D.L. 1999. Phosphorus: a rate limiting nutrient in surface waters. *Poult. Sci.* 78: 674–682.
- Covich A.P., Palmer M.A. & Crowl T.A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49: 119–127.
- Direktiivi 2000/60/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. L327, 22.12.2000, saatavissa: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FI/TXT/?uri=celex:32000L0060>.
- Dodds W.K., Bouska W.W., Eitzmann J.L., Pilger T.J., Pitts K.L., Riley A.J., Schloesser J.T. & Thornbrugh D.J. 2009. Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages. *Environ. Sci. Technol.* 43: 12-19.
- Elser M.M., von Ende C.N., Serrano P. & Carpenter S.R. 1987. *Chaoborus* populations: response to food web manipulation and potential effects on zooplankton communities. *Can. J. Zool.* 65: 2846-2852.
- Garcia E.A. & Mittelbach G.G. 2008. Regional coexistence and local dominance in *Chaoborus*: species sorting along a predation gradient. *Ecology* 89: 1703-1713.
- Goedkoop W. 2006. Multiple stressors acting on populations of the glacial relict amphipod *Monoporeia affinis* (Lindström) in Lake Mälaren, Sweden. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 1789-1795.
- Gunnars A. & Blomqvist S. 1997. Phosphate exchange across the sediment-water interface when shifting anoxic to oxic conditions - an experimental

- comparison of freshwater and brackish-marine systems. *Biogeochemistry* 37: 203–226.
- Hamburger K., Dall P.C., Lindegaard C. 1995. Effects of oxygen deficiency on survival and glycogen content of *Chironomus anthracinus* (Diptera, Chironomidae) under laboratory and field conditions. *Hydrobiologia* 297: 187–200.
- Hansson L-A. 1988. Effects of competitive interactions on the biomass development of planktonic and periphytic algae in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 33: 121–128.
- Hargeby A. Andersson G. Blindow I. & Johansson S. 1994. Trophic web structure in a shallow eutrophic lake during a dominance shift from phytoplankton to submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 279: 83–90.
- Hietala J. 2018. *Rusutjärven tilan kehitys 1984–2017 Tarkkailuraportti ja ehdotus seurantaohjelmaksi*. Keski-Uudenmaan vesiensuojelun liikelaitoskuntayhtymä, saatavissa <https://www.kuvesi.fi/about/keski-uudenmaan-vesiensuojelun-liikelaitoskuntayhtyma/vesistot/>
- Hipp E., Sedlmeier U.A. & Hoffmann K.H. 1984. Aerobic metabolic trends after anoxia in the freshwater oligochaete Tubifex. *Comp. Biochem. Physiol.* 78: 125–129.
- Hertta ympäristötietojärjestelmä. 2022. <https://wwwp2.ymparisto.fi/scripts/hearts/welcome.asp> (luettu 7.5.2022).
- Hynynen J., Palomäki A., Veijola H., Meriläinen J.J., Bagge P., Manninen P., Ustinov A. & Bibiceanu S. 1999. Planktonic and zoobenthic communities in an oligotrophic, boreal lake inhabited by an endemic and endangered seal population. *Boreal Env. Res.* 4: 145–161.
- Ihaksi T., Rautanen H., Niittyniemi V., Korttinen M., Kauppi M., Törrönen J. & Haapala A. 2022. *Kaakkois- Suomen vesienhoidon toimenpideohjelma vuosille 2022–2027*. Kaakkois-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus raportteja 53 | 2022.
- Jónasson P. 2004. Benthic Invertebrates. Teoksessa: O'Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (toim.), *The lakes handbook: Volume 1, Limnology and limnetic ecology*, Blackwell Science Ltd, s. 341–416.
- Juntunen J. & Vento T. 2021. *Tutkimusraportti: Rikalan kanavan avaamisen vaikutus Heinälähden ja Hulaus-, Rikalan- ja Mantereenjärven vedenlaatuun*. Suomen ympäristökeskus.
- Jyväsjärvi J., Boros G., Jones R.I. & Hämäläinen H. 2013a. The importance of sedimenting organic matter, relative to oxygen and temperature, in structuring lake profundal macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 709: 55–72.
- Jyväsjärvi J., Immonen H., Högmander P., Högmander H., Hämäläinen H. & Karjalainen J. 2013b. Can lake restoration by fish removal improve the status of profundal macroinvertebrate assemblages? *Freshw. Biol.* 58: 1149–1161.

- Jyväsjärvi J. & Hämäläinen H. 2014. Profundal benthic invertebrate communities in boreal lakes vary with climate fluctuation. *Aquat. Sci.* 77: 261–269.
- Jyväsjärvi J., Järvinen M. & Hämäläinen H. 2014a. Spatial community concordance of summer phytoplankton and profundal macroinvertebrates in boreal lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 1776–1783.
- Jyväsjärvi, J., Aroviita, J. & Hämäläinen, H. 2014b. An extended Benthic Quality Index for assessment of lake profundal macroinvertebrates: addition of indicator taxa by multivariate ordination and weighted averaging. *Freshw. Sci.* 33: 995–1007
- Jyväsjärvi J., Tolonen K.T. & Hämäläinen H. 2009. Natural variation of profundal macroinvertebrate communities in boreal lakes is related to lake morphometry: implication for bioassessment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 589–601.
- Kajak Z. & Rybak J. 1979. The feeding of *Chaoborus flavicans* Meigen (Diptera, Chaoboridae) and its predation on lake zooplankton. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 64: 361–378.
- Kalapisa2017. 2015. *Kalapisa 2017jatko – hanke – tulokset heinäkuun rysäkalastuksista ja kasvuston niitosta.*
- Kelly M., Juggins S., Guthrie R., Pritchard S., Jamieson J., Rippey B., Hirst H. & Yallop M. 2008. Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. *Freshw. Biol.* 53: 403–422.
- Kraft M. 2019a. *Etelä-Saimaan vesistötarkkailun yhteenveto vuodelta 2018 ja pitkäaikaistarkastelu vuosilta 1975–2018.* Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus oy no 1957/19, saatavissa <https://www.svsy.fi/svsy-uutiset/etela-saimaan-yhteenvedo-vuodelta-2018-on-valmistunut/>
- Kraft M. 2019b. *Kutilan kanavan yhteyteen suunniteltujen pumppaamovaihtoehtojen A2B ja K vaikutus Pien-Saimaan ja Etelä-Saimaan eri osa-alueiden vedenlaatuun ja ekologiseen tilaan.* Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus oy No 2765/19, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/pumppaamot/kutilan-kanava-ja-kopinsalmi/>
- Lagergren R., Leberfinger K. & Stenson J.A. 2008. Seasonal and ontogenetic variation in diel vertical migration of *Chaoborus flavicans* and its effect on depth-selection behavior of other zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 53: 1083–1092.
- Lappeenrannan seudun ympäristötoimi. 2010. *Lisäveden johtaminen Läntiselle Pien-Saimaalle Ympäristövaikutusten arviointiohjelma,* saatavissa https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Asiointi_luvat_ja_ymparistovaikutusten_arviointi/Ymparistovaikutusten_arviointi/YVAhankkeet/Lisaveden_johtaminen_Lantiselle_PienSaimaalle_Lappeenrannan_seudun_ymparistotoimi
- Lappeenrannan seudun ympäristötoimi. 2011. *Lisäveden johtaminen Läntiselle Pien-Saimaalle, YVA-selostus,* saatavissa

- <https://www.piensaimaa.fi/materiaalit/suunnitelmat-tutkimukset-ja-selvitykset/>
- Lappeenrannan seudun ympäristötoimi. 2013. *Metsätalouden vesiensuojelun yleissuunnitelma läntisen Pien-Saimaan valuma-alueelle*, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/materiaalit/suunnitelmat-tutkimukset-ja-selvitykset/>
- Lappeenrannan seudun ympäristötoimi PISARA-hanke. 2019. *Yhteenvetoraportti läntisen Pien-saimaan kunnostuksesta ja tutkimuksista 2009–2018 sekä veden laadun kehityksestä 1987–2018*. Lappeenrannan seudun ympäristötoimi, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/materiaalit/suunnitelmat-tutkimukset-ja-selvitykset/>
- Liljendahl-Nurminen A., Horppila J., Malinen T., Eloranta P., Vinni M., Alajärvi E. & Valtonen S. 2003. The supremacy of invertebrate predators over fish – factors behind the unconventional seasonal dynamics of cladocerans in Lake Hiidenvesi. *Arch. Hydrobiol.* 158: 75–96.
- Liukko N. & Huttula T. 2013. *Lisäveden johtamisen vaikutus Pien-Saimaan vedenlaatuun*. Suomen ympäristökeskus 6/2013, saatavissa <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/39024>.
- Louhi P., Mykrä H., Huusko A., Vehanen T., Mäki-Petäys A. & Muotka T. 2011. Twenty years of stream restoration in Finland: little response by benthic macroinvertebrate communities. *Ecol. Appl.* 21: 1950–1961.
- Mason C.F. 1991. *Biology of freshwater pollution*. Longman Scientific & Technical, Harlow, Essex, England (Copublished Wiley, New York).
- MacKay N.A., Carpenter S.R., Soriano P.A. & Vanni M.J. 1990. The impact of two *Chaoborus* species on a zooplankton community. *Can. J. Zool.* 68: 981–985.
- Moller Pillot H.K.M. 1979. *Larven Nederlanse Chironomidae*.
- Oksanen J., Blanchet G.F., Friendly M., Kindt R., Legendre R., McGillan D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. 2020. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Paananen A., Kaipainen H. & Bilaletdin Ä. 2008. *Hulausjärven kuormituselvytys ja Rikalan kanavan avaamisen vesistövaikutukset*. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 03 | 2008, saatavissa <https://www.doria.fi/handle/10024/134214>.
- Palmer M. A., Covich A., Finlay B. J., Gilbert J., Hyde K. D., Johnson R. K., Kairesala T., Lake P., Lovell C. H., Naiman R. J., Ricci C., Sabater F. & Strayer D. 1997. Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments. *Ambio*. 26: 571–577.
- Porinchi, P.F. & MacDonald, G.M. 2003. The use and application of freshwater midges (Chironomidae: Insecta: Diptera) in geographical research. *Prog. Phys. Geogr.* 27: 378–422.

- Pretty J.N., Mason C.F., Nedwell D.B., Hine R.E., Leaf S. & Dils R. 2003. Environmental Costs of Freshwater Eutrophication in England and Wales. *Environ. Sci. Technol.* 37: 201-208.
- Quinlan R. & Smol J.P. 2010. Use of subfossil *Chaoborus* mandibles in models for inferring past hypolimnetic oxygen. *J. Paleolimnol.* 44: 43-50.
- Rasmussen J.B. & Kalff J. 1987. Empirical Models for Zoobenthic Biomass in Lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44: 990-1001.
- Raunio J. & Mattila J. 2009. *Pien-Saimaan Riutanselän vedenlaadunkehitys sekä ekologinen tila paleolimnologisella menetelmällä arvoituna*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 118/2009, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/app/uploads/2021/02/Riutanselanpaleolimnologinensedimenttitutkimus2009.pdf>.
- Raunio J., Mattila J & Varjo E. 2011. *Pien-Saimaan Maaveden Piispanselän vedenlaadun kehitys sekä ekologinen tila paleolimnologisella menetelmällä arvoituna*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry:n tutkimusraportti no 141/2011, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/veden-laatu/tutkimustuloksia-ja-selvityksia/>
- Raunio J., Varjo E. & Virtanen L. 2012. *Pien-Saimaan Sunisenselän vedenlaadun kehitys ja ekologinen tila paleolimnologisella menetelmällä arvoituna*. Kymijoen vesi ja ympäristö ry, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/veden-laatu/tutkimustuloksia-ja-selvityksia/>
- Sand-Jensen K. & Borum J. 1991. Interactions among phytoplankton, periphyton, and macrophytes in temperate freshwaters and estuaries. *Aquat. Bot.* 41: 137-175.
- Saether O.A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarct. Ecol.* 2: 65-74.
- Sarvilinna A. & Sammalkorpi I. 2010. Rehevöityneen järven kunnostus ja hoito. *Ympäristöopas*.
- Saukkonen P. 2009. *Läntisen Pien-Saimaan sinileväilmiö 2008-2009*. Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus Oy, no 1393/09/P. Saukkonen, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/app/uploads/2021/02/Lantisen-Pien-Saimaan-sinilevailmio-2008-2009.pdf>
- Saukkonen P. 2010 *Läntisen Pien-Saimaan sinileväseuranta vuonna 2009*. Saimaan vesi- ja ympäristötutkimus Oy no 35/10/ps/rk, saatavissa <https://www.piensaimaa.fi/materiaalit/suunnitelmat-tutkimukset-ja-selvitykset/>
- Schindler D.W. 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.* 51: 356-363.
- Schindler D.W., Carpenter S.R., Chapra S.C., Hecky R.E & Orihel D.M. 2016. Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environ. Sci. Technol.* 50: 8923-8929.

- Scholz F. & Zeberst-Boroffka I. 1998. Environmental hypoxia affects osmotic and ionic regulation in freshwater midge-larvae. *J. Insect Physiol.* 44: 427–436.
- SFS 5076. 1989. *Pohjaelännäytteenotto Ekman-noutimella pehmeiltä pohjilta*. Suomen Standardoimisliitto SFS.
- Singmann H., Bolker B., Westfall J., Aust F. & Ben-Shachar M.S. 2021. afex: analysis of factorial experiments. R package version 1.0-1. <https://CRAN.R-project.org/package=afex>.
- Smith V.H., Tilman G.D. & Nekola J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.* 100: 179-196.
- Stewart-Oaten A., Murdoch W. W. & Parker K. R. 1986. Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time? *Ecology.* 67: 929-940.
- Stumm W. 2004. Chemical Processes Regulating the Composition of Lake Waters. Teoksessa: O'Sullivan P.E. & Reynolds C.S. (toim.), *The lakes handbook: Volume 1, limnology and limnetic ecology*, Blackwell Science Ltd, s. 341–416.
- Särkkä J., Meriläinen J.J. & Hynynen J. 1990. The distribution of relict crustaceans in Finland: new observations and some problems and ideas concerning relicts. *Ann. Zool. Fennici.* 27: 221–225.
- Timm T. 1999. *Eesti rõngusside (Annelida) määraja*. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tartu
- Tammi J., Lappalainen A., Mannio J., Rask M. & Vuorenmaa J. 1999. Effects of eutrophication on fish and fisheries in Finnish lakes: a survey based on random sampling. *Fish. Manag. Ecol* 6: 173-186.
- Taipale S., Strandberg U., Peltomaa E. Galloway A.W.E., Ojala A. & Brett M.T. 2013. Fatty acid composition as biomarkers of freshwater microalgae: analysis of 37 stains of microalgae in 22 genera and in seven classes. *Aquat. Microb. Ecol.* 70: 165–178.
- Tolonen K.T., Weckström J., Luoto T., Mykrä H., Riihimäki J. & Hellsten S. 2022. Osaraportti B; Pohjaeläinmenetelmien vertailu ja soveltumispotentiaali velvoitetarkkailussa. Teoksessa: Vikstedt H & Kivipelto J. (toim.) *Velvoitetarkkailuja sekä syönnepohjaeläinmenetelmiä vertaileva hanke (Vepove)*. Kainuun elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus raportteja 28 | 2022.
- Vadeboncoeur Y., Vander Zanden M.J. & Lodge D.M. 2002. Putting the lake back - together: reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Bioscience* 52: 44–54.
- Valtioneuvoksen asetus vesienhoidon järjestämisestä 30.11.2006/1040.
- Vander Zanden M.J. & Vadeboncoeur Y. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83: 2152–2161.
- Laki vesienhoidon ja merenhoidon järjestämisestä 30.12.2004/1299.

- Vesterinen J. & Pouta E. 2008. Water recreation benefits from reduced eutrophication in Finnish surface waters. In: *12th Congress of the European Association of Agricultural Economists - EAAE 2009*, doi:10.22004/ag.econ.43848
- Weisser M., Hofmann H., Fernández J.E. & Peeters E. 2018. Vertical migration patterns of the different larval instars of *Chaoborus flavicans* and the influence of dissolved oxygen concentrations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75: 1142-1150.
- Weber R.E. 1980. Functions of invertebrate hemoglobins with special reference to adaptations to environmental hypoxia. *Amer. Zool.* 20: 79-101.
- Welch E.B. 1981. The dilution/flushing technique in lake restoration. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 17: 558-564.
- Wiederholm T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 52: 537-547.
- Yan, N. D., Keller, W., MacIsaac, H. J. & McEachern, L. J. 1991. Regulation of zooplankton community structure of an acidified lake by *Chaoborus*. *Ecol. Appl.* 1: 52 -65.

LIITE 1. PALEOLIMNOLOGISEN AINEISTON LAJILISTA

Lajit	RS 0-1	RS 1-2	RS 2-3	RS 3-4	RS4- 5	RS5-6	RS 6-7	RS7- 8	RS 8-9	RS 9-10	RS3 5-36	RS3 6-37	RS 37- 38	RS3 8-39	RS3 9-40
Chaoborus	7	6	0	5	9	2	7	6	3	0	1	0	0	0	0
Anatopynia	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
CHAETOCLADIUS SP.	3	6	1	1	1	2	1	0	2	0	1	2	1	1	1
Chironomini	0	0	0	0	3	0.5	1	2	2	1	2	2	2	1	0
Chironomus anthracinus	3	2	2	3	5	2.5	8	5	2	2	8	5	7	9	1
Chironomus plumosus	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	2	1	1
Chironomus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Cladopelma lateralis	0	0	2	1	4	4	3	2	2	0	1	1	1	0	0

Pagastiella orophila	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	1
Parachironomus spp	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Parachironomus varus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Paracladius	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
Paracladopelma	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0
Paracricotopus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parakiefferiella bathophilia	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1
Parakiefferiella nigra	0	1	1	0	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parakiefferiella smolandica	1	1	0	0	0	3	1	2	3	0	0	0	0	0	0
Parakiefferiella spp	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Parakiefferiella type A	2	1	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	1
Paralimnophyes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Paratanytarsus austriacus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Paratanytarsus spp	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	1	0	0
Phaenopsectra flavipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Phaenopsectra	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum nubeculosum	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Polypedilum nubifer	0	1	1	1	2	2	1	4	1	0	1	2	0	1	0
Polypedilum pullum	0	2	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Polypedilum spp.	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Procladius	2	0	11	8	7	7	5	8	6	2	6	3	12	1	2
Propsilocerus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Protanypus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0
PSECTROCLADIIUS SP.	3	2	1	0	1.5	1	0	1	1	2	4	1	2	2	1
Pseudochironomus prasinatus	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Rheotanytarsus	0	0	1	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Sergentia coracina	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	1	2	1	0
Sergentia spp	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	3	1	1
Stempellina	4	4	4	6	0	4	4	3	4	4	6	7	2	1	3
Stempellinella	3	3	1	1	4	3	1	0	2	0	1	1	1	1	3
Stempellinella/Zavrelia	3	5	3	1	5	4	1	3	4	2	2	1	0	0	2
Stictoichironomus rosenschoeldi	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
Stictoichironomus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Synorthocladius	2	3	3	0	2	0.5	0	1	1	0	1	0	0	0	0
Tanypodinae	9	1	5	4	8	7	5	6	5	2	3	7	8	19	6
Tanytarsini	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	3	3	0	6	1
Tanytarsus chinyensis	0	0	1	1	2	3	1	1	0	0	2	1	8	2	2
Tanytarsus glabrescens	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
Tanytarsus lactescens	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0
Tanytarsus lugens	1	1	1	3	0	2	0	0	1	0	2	5	8	3	4
Tanytarsus mendex	5	3	0	0	2	4	0	0	0	0	4	0	0	5	2
Tanytarsus pallidicornis	1	2	0	0	1	3	0	4	1	2	1	0	5	3	1
Tanytarsus spp	1	0	0	5	5	6	1	1	0	0	4	3	2	9	1
Tanytarsus/Micropsectra	1	0	1	1	0	1	1	0	5	1	1	4	0	1	3
Thienemanniella calvicornis	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tvetenia bavarica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zalutschia zalutschicola	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0.5	1
?	6	4	2	0	4	3	3	0	1	3	0	3	1	4	6
Yht. surviaissääsken toukkia	70.5	67	69	59	88.5	107.5	60	64.5	71	36.5	95.5	71.5	94	87.5	62.5
Kokonaisyksilö määrä	76.5	71	71	59	92.5	110.5	62	64.5	72	39.5	95.5	74.5	95	91.5	68.5
Kaikki taksonit	32	33	35	26	32	45	30	29	33	20	45	32	31	33	36

LIITE 2. LINEAARISEN SEKAMALLIN (LINEAR MIXED EFFECT MODEL) TULOSTEET

Taulukko S1. Tilastollisesti merkitsevät erot vedenlaatumuuttujissa lineaarisella sekamallilla Pien-Saimaan havaintopaikoilla. Mallin kiinteinä tekijöinä olivat aika (ennen/jälkeen) ja paikka (vertailu/vaikutus) (aika x paikka -yhdysvaikutus) ja lisäksi oli liitetty satunnaistekijäksi havaintopaikka. Malli on sovitettu käyttämällä maksimitodennäköisyyttä (REML = False). BA = ennen/jälkeen, CI = vertailu/vaikutus, Tulos = muuttujan arvot.

Alue	Muuttuja	Malli					
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Fosfori	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = fosfori, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		(Intercept)	10,9167	1,1653	6,3690	9,368	5,88e-05
		BAB	1,5119	1,0012	46,9961	1,510	0,13770
		CII	6,0833	1,6479	6,3690	3,691	0,00916
		BAB:CII	-0,8855	1,4288	47,0130	-0,620	0,53840
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Typpi	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = typpi, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo

		(Intercept)	350,833	13,907	50,0	25,227	< 2e-16
		BAB	51,474	19,285	50,0	2,669	0,0102
		CII	-8,333	19,667	50,0	-0424	0,6736
		BAB:CII	36,795	27,274	50,0	1,349	0,1834
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Klorofylli	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = klorofylli, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		(Intercept)	6,5667	1,1285	6,91	5,819	0,000682
		BAB	1,5833	1,0318	48,00	1,535	0,131463
		CII	0,2417	1,5959	6,91	0,151	0,883964
		BAB:CII	1,2083	1,4592	48,00	0,828	0,411718
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Happi (maaliskuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = happi_m, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	11,4417	0,4693	56,0	24,378	<2e-16

		BAB	-0,4801	0,6509	56,0	-0,738	0,464
		CII	-3,2689	0,6787	56,0	-4,817	1,15e-05
		BAB:CII	-1,3576	0,8922	56,0	-1,522	0,134
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Happi (elokuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = hap_e, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	8,45	0,59977	12,05401	14,089	7,52e-09
		BAB	-0,02018	0,77912	44,97515	-0,026	0,9794
		CII	-2,28333	0,84821	12,05401	-2,692	0,0195
		BAB:CII	-2,18815	1,11272	44,92058	-1,966	0,0554
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Lämpötila (maaliskuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = temp_m, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	2,2625	0,2327	7,5502	9,722	1,56e-05

		BAB	0,0250	0,2456	30,7342	0,102	0,920
		CII	0,3625	0,3291	7,5502	1,101	0,305
		BAB:CII	0,3066	0,3353	30,7562	0,914	0,368
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	Lämpötila (elokuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = temp_e, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	16,416667	0,839516	5,009429	19,555	6,35e-06
		BAB	0,007698	0,495463	50,01060	0,016	0,988
		CII	0,491667	1,187255	5,009429	0,414	0,696
		BAB:CII	-0,058888	0,710698	49,991361	-0,083	0,934
Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Fosfori	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = fosfori1, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		(Intercept)	10,9167	3,3168	3,1971	3,291	0,042
		BAB	1,5119	1,1662	57,0281	1,296	0,200

		CII	3,9104	4,2768	3,1817	0,914	0,424
		BAB:CII	-0,2544	1,5702	57,5402	-0,162	0,872
Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Typpi	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = typpi, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		(Intercept)	350,833	23,238	3,835	15,097	0,000148
		BAB	51,108	16,070	56,120	3,180	0,002396
		CII	12,086	29,864	3,765	0,405	0,707628
		BAB:CII	4,094	21,324	57,645	0,192	0,848425
Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Klorofylli	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = klorofylli, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		(Intercept)	6,5667	1,1901	2,3781	5,518	0,021
		BAB	0,7917	0,6679	47,9919	1,185	0,242
		CII	0,1011	1,6782	2,3503	0,060	0,957
		BAB:CII	-1,4357	0,9019	48,0304	-1,592	0,118

Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Happi (maaliskuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = happi_m, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	11,1250	0,6122	6,3881	18,171	9,69e-07
		BAB	-0,2500	0,4597	32,9338	-0,544	0,5902
		CII	-1,6228	0,7848	6,2064	-2,068	0,0826
		BAB:CII	-0,2281	0,6296	33,9547	-0,362	0,7194
Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Happi (elokuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = hap_e, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	8,41429	0,43005	9,59832	19,566	4,68e-09
		BAB	-0,18929	0,55940	59,74525	-0,338	0,73627
		CII	-2,50334	0,54440	8,86557	-4,598	0,00135
		BAB:CII	0,07105	0,73102	64,83057	0,097	0,92288

Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Lämpötila (maaliskuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = temp_m, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	24125	0,4375	5,3213	5,514	0,00221
		BAB	-0,1250	0,1506	32,0959	-0,830	0,41275
		CII	0,6447	0,5647	5,3168	1,142	0,30243
		BAB:CII	0,1386	0,2078	32,3126	0,667	0,50948
Läntisen Pien-Saimaan itäosa	Lämpötila (elokuu)	lmer(Tulos ~ (BA * CI) + (1 paikka), data = temp_e, REML = F)					
		Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo
		Intercept	16,41667	0,78447	5,22126	20,927	3,08e-06
		BAB	-0,30000	0,47436	54,33173	-0,632	0,530
		CII	0,41974	1,00938	5,15087	0,416	0,694
		BAB:CII	-0,04846	0,63350	55,70614	-0,076	0,939

Taulukko S2. Pohjaeläinten ekologisten laatusuhteiden pohjalta koostettu lineaarinen sekamalli Pien-Saimaan havaintopaikoilla. Malli on koostettu läntisen Pien-Saimaan länsiosien ja vertailupaikkojen sekä läntisen Pien-Saimaan itäosien ja vertailupaikkojen välille pumppaamon vaikutuksen laadun takia. Mallin kiinteinä tekijöinä olivat aika (ennen/jälkeen) ja paikka (vertailu/vaikutus) sekä niiden yhdysvaikutus (aika x paikka -yhdysvaikutus) ja lisäksi havaintopaikka oli liitetty satunnaistekijäksi. Malli on sovitettu käyttämällä maksimitodennäköisyyttä (REML = False). BA = ennen/jälkeen, CI = vertailu/vaikutus, ELS = laskettu pohjaeläinten ekologinen laatusuhde, paikka = havaintopaikka.

Alue	Muuttuja	Malli																														
Läntisen Pien-Saimaan länsiosa	ELS	$\text{lmer}(\text{ELS} \sim (\text{BA} * \text{CI}) + (1 \mid \text{paikka}), \text{data} = \text{ekman}_1, \text{REML} = \text{F})$																														
		<table border="1"> <thead> <tr> <th>Fixed effects</th> <th>Estimate</th> <th>Std. Error</th> <th>df</th> <th>t-arvo</th> <th>p-arvo</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Intercept</td> <td>0,83146</td> <td>0,0713</td> <td>37,00000</td> <td>11,65</td> <td>5,99e-14</td> </tr> <tr> <td>BAB</td> <td>-0,04041</td> <td>0,08736</td> <td>37,00000</td> <td>-0,463</td> <td>0,6464</td> </tr> <tr> <td>CII</td> <td>-0,18775</td> <td>0,11050</td> <td>37,00000</td> <td>-1,699</td> <td>0,0977</td> </tr> <tr> <td>BAB:CII</td> <td>0,06894</td> <td>0,13413</td> <td>37,00000</td> <td>0,514</td> <td>0,6103</td> </tr> </tbody> </table>	Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo	Intercept	0,83146	0,0713	37,00000	11,65	5,99e-14	BAB	-0,04041	0,08736	37,00000	-0,463	0,6464	CII	-0,18775	0,11050	37,00000	-1,699	0,0977	BAB:CII	0,06894	0,13413	37,00000	0,514	0,6103
Fixed effects	Estimate	Std. Error	df	t-arvo	p-arvo																											
Intercept	0,83146	0,0713	37,00000	11,65	5,99e-14																											
BAB	-0,04041	0,08736	37,00000	-0,463	0,6464																											
CII	-0,18775	0,11050	37,00000	-1,699	0,0977																											
BAB:CII	0,06894	0,13413	37,00000	0,514	0,6103																											
Läntisen Pien-Saimaan itäosa	ELS	$\text{lmer}(\text{ELS} \sim (\text{BA} * \text{CI}) + (1 \mid \text{paikka}), \text{data} = \text{ekman}_2, \text{REML} = \text{F})$																														

	Fixed effects	Estimate	Std, Error	df	t-arvo	p-arvo
	Intercept	0,79526	0,09793	10,27435	8,120	8,72e-06
	BAB	-0,05554	0,08233	33,76207	-0,675	0,505
	CII	-0,07722	0,13827	10,31335	-0,558	0,588
	BAB:CII	0,01218	0,11781	33,59343	0,103	0,918